

Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos

Ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz

Inaugural-Dissertation zur
Erlangung des Doktorgrades
Dr. rer. nat.

des Fachbereichs
Biologie und Geografie
an der
Universität Duisburg-Essen

vorgelegt von
Carolin Meier
geboren in Stuttgart

Januar 2008

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Experimente wurden am Institut für Biologie in der Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen durchgeführt.

1. Gutachter: Prof. (apl.) Dr. Daniel Hering

2. Gutachter: Prof. Dr. Bernd Sures

3. Gutachter: Prof.'in Dr. Ellen Kiel

Vorsitzender des Prüfungsausschusses: Prof. Dr. Ulrich Schreiber

Tag der mündlichen Prüfung: 26. Mai 2008

für Mathilda

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Methoden	6
2.1. Übersicht Methodik und Bearbeitungsphasen	6
2.2. Typologie der deutschen Fließgewässer	8
2.3. Biotische Daten	10
2.3.1. Biotische Daten für die Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase I)	10
2.3.2. Biotische Daten für die Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife (Bearbeitungsphase III)	16
2.4. Abiotische Begleitdaten	18
2.5. Korrelationsanalysen	20
2.6. Identifikation der Kandidatenmetrics	21
2.7. Identifikation der Core Metrics	23
2.8. Praxistest	25
2.8.1. Daten aus dem „Bundesweiten Praxistest“	25
2.8.2. Daten aus den „Länderpraxistests“	25
3. Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase I)	27
3.1. Auswahl der Nutzungs- und Strukturparameter, Korrelationsanalysen und Identifikation der Kandidatenmetrics	27
3.1.1. Ergebnisse	27
3.1.2. Diskussion	45
3.2. Identifikation der Core Metrics	51
3.2.1. Ergebnisse	51
3.2.2. Diskussion	58

4. Das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ im Praxistest (Bearbeitungsphase II)	69
4.1. Ergebnisse	69
4.1.1. Ergebnisse der Auswertung des „Bundesweiten Praxistests“	69
4.1.2. Ergebnisse Auswertung „Länderpraxistests“	78
4.2. Diskussion	81
4.2.1. Methodische Aspekte	81
4.2.2. Folgerungen aus dem „Bundesweiten Praxistest“ und den „Länderpraxistests“	82
5. Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife (Phase III)	88
5.1. Korrelationsanalysen und Identifikation der Kandidatenmetrics	88
5.1.1. Ergebnisse	88
5.1.2. Diskussion	99
5.2. Identifikation der Core Metrics	102
5.2.1. Ergebnisse	102
5.2.2. Diskussion	114
5.3. Berücksichtigung der Ergebnisse der „bottom-up“-Überprüfung der deutschen Fließgewässertypologie bei der Typspezifität des Bewertungsverfahrens	127
5.3.1. Ergebnisse	127
5.3.2. Diskussion	134
6. Zusammenfassung und Fazit	138
7. Literatur	141

Anhang

Danke

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Schematische Übersicht über die Methoden und Arbeitsschritte in den Bearbeitungsphasen I, II und III.	6
Abbildung 2: NMS-Linien-Ordinationsplot für zehn Variablen und 240 Datensätze der Typen 9, 9.1 und 9.2.	27
Abbildung 3: NMS-Linien-Ordinationsplot für 61 binär und ordinal skalierte Variablen und 158 Datensätze der Typen 5 und 5.1.	29
Abbildung 4: NMS-Linien-Ordinationsplot für 37 binär und ordinal skalierte Variablen und 15 Datensätze der Typen 14 und 16.	30
Abbildung 5: Box-Whisker-Plots der Scores des typspezifischen multimetrischen Indexes (MMI) in Beziehung zu den Klassen des Nutzungsindex.	57
Abbildung 6: Box-Whisker-Plots der Scores des typspezifischen multimetrischen Indexes (MMI) in Beziehung zu den Klassen des Strukturindex (Vor-Ort-Kartierung).	57
Abbildung 7: Spearman Rangkorrelation zwischen dem Ergebnis des Saprobienindex und dem Score des multimetrischen Indexes (MMI).	68
Abbildung 8: Vergleich Voreinstufung Länder (VE_Länder) und Voreinstufung Bearbeiter (VE_Bearbeiter) mit dem Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (AD).	69

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Kurznamen der „top-down“-Fließgewässertypen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004; verändert), Anzahl verfügbarer faunistischer Datensätze und zugehöriger abiotischer Begleitdaten pro Fließgewässertyp.	8
Tabelle 2: Metric-Gruppenliste.....	14
Tabelle 3: Landnutzungsparameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen).	28
Tabelle 4: Mittelgebirgsbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).	31
Tabelle 5: Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).	32
Tabelle 6: Ausgewählte Mittelgebirgs- und Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typen/Typengruppen, basierend auf dem AQEM site protocol).	33
Tabelle 7: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).....	35
Tabelle 8: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern der Vor-Ort-Kartierung (Verfahrensbeschreibung der LAWA) korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).	41
Tabelle 9: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern des AQEM site protocols korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).	44
Tabelle 10: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“.....	50
Tabelle 11: Ankerpunkte der Kandidatenmetrics und der späteren Core Metrics.	52
Tabelle 12: Test der alternativen Metric-Kombinationen von Fließgewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mit dem Nutzungs- und Strukturindex (Spearman Rangkorrelationen).	55
Tabelle 13: Spearman Rangkorrelationen der ausgewählten multimetrischen Indizes mit dem Nutzungs- und Strukturindex.....	56
Tabelle 14: Typspezifische Zusammensetzung des multimetrischen Indexes.	62
Tabelle 15: Übersicht über einige exemplarisch durchgeführte Korrelationen (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) mit den Ergebnissen des Saprobienindexes.	67
Tabelle 16: Typen 1-3: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	70

Tabelle 17: Typen 5-7: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	71
Tabelle 18: Typen 9-9.2: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	73
Tabelle 19: Typen 14-19: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	74
Tabelle 20: Typen 11 und 12: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	77
Tabelle 21: Typ 21: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.	78
Tabelle 22: Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Praxistests der Länder mit Anmerkungen aus Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein.	79
Tabelle 23: Korrelation zwischen der Bewertung der Gutachter sowie den Ergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und den Core Metrics für den Gewässertyp 5.	80
Tabelle 24: Korrelation zwischen der Bewertung der Gutachter sowie den Ergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und den Core Metrics für den Gewässertyp 9.	80
Tabelle 25: Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1.1-3.1, 4). Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).....	89
Tabelle 26: Fließgewässertypen des Mittelgebirges, des Tieflandes und Ökoregion unabhängige Typen (Typen 5-9.2, 14-17, 11, 12, 19, 21). Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).	91
Tabelle 27: Fließgewässertypen des Mittelgebirges, des Tieflandes, Ökoregion unabhängige Typen (Typen 5, 5.1, 9-9.2, 14, 15, 11, 12, 19, 21) Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern der „Vor-Ort-Kartierung“ (Verfahrensbeschreibung der LAWA) korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).	96
Tabelle 28: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase III).	101
Tabelle 29: Ankerpunkte der Kandidatenmetrics und der Core Metrics.	103
Tabelle 30: Kandidatenmetrics der Typen 1-4.....	108
Tabelle 31: Kandidatenmetrics der Typen 5-7.....	109
Tabelle 32: Kandidatenmetrics der Typen 9-9.2.....	110
Tabelle 33: Kandidatenmetrics der Typen 14-18.....	111

Tabelle 34: Kandidatenmetrics der Typen 11, 12, 19 und 23.....	112
Tabelle 35: Spearman Rangkorrelationen der ausgewählten multimetrischen Indizes mit dem Nutzungs- und Strukturindex (Bearbeitungsphase III).	113
Tabelle 36: Vergleich der typspezifischen Korrelationsergebnisse zwischen Metrics und Nutzungsparametern (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) (Typen 9, 9.1, 9.2, 14, 16) mit denen der aggregierten Typen (9/9.1/9.2: N = 278; 14/16: N = 203).	129
Tabelle 37: Vergleich der typspezifischen Korrelationsergebnisse zwischen Metrics und Strukturparametern (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) (Typen 9, 9.1, 9.2, 14; für Typ 16 wurden aufgrund unzureichender Datenbasis keine Korrelationen durchgeführt) mit denen der aggregierten Typen (9/9.1/9.2: N = 87; 14/16: N = 22).	132

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
EPTCBO	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Bivalvia, Odonata
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
HK	mit Häufigkeitsklassen berechnet
Ind.	mit Individuenzahlen berechnet
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MBII	Macroinvertebrate Biotic Integrity Index
MIT	Macroinvertebrate Tolerance Index
MMI	multimetrischer Index
NMS	Non-metric Multidimensional Scaling
r	Korrelationskoeffizient
UBA	Umweltbundesamt

1. EINLEITUNG

Die Fließgewässer in Europa sind durch intensive Nutzung, Nährstoffeinträge, organische Verschmutzung, Versauerung und eine überformte Hydromorphologie beeinträchtigt (Stanner & Bordeau 1995, Malmqvist & Rundle 2002, Hering et al. 2006b).

Der Hauptbelastungsfaktor der Bäche und Flüsse in Deutschland war lange Zeit die organische Verschmutzung weshalb die biologische Fließgewässerbewertung bislang anhand des Saprobiensystems (DEV 1992) erfolgte. Die Bestimmung von Sauerstoffhaushalt und Saprobie über das Makrozoobenthos gilt als wissenschaftlich fundierte und stabile schon seit Anfang des 20. Jahrhunderts verwendete Methode (Rolaufts et al. 2003, Sandin & Hering 2004), deren Aussagekraft jedoch weitgehend auf die Indikation sauerstoffzehrender Belastung der Wasserbeschaffenheit begrenzt bleibt. Als weitere, allerdings auf abiotischen Bewertungsparametern beruhende Verfahren, sind die verschiedenen Systeme der Strukturgütekartierung und –bewertung zu nennen (LAWA 2000). Sie bewerten den morphologischen Zustand der Fließgewässer und tragen der Tatsache Rechnung, dass in Deutschland heutzutage nicht mehr die Auswirkungen saprobieller Belastung den wesentlichen Faktor für den ökologischen Zustand darstellen, sondern der Gewässerausbau und damit die Auswirkungen der hydromorphologischen Degradation (Feld 2004, Lorenz et al. 2004b) sowie eine intensive Landnutzung im Einzugsgebiet der Gewässer.

Die im Dezember 2000 in Kraft getretene EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, Europäische Union 2000) markiert ein neues Kapitel in der Gewässerbewertung und Gewässerbewirtschaftung in Europa. Die Richtlinie sieht eine integrierte biologische Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer, Seen, Übergangs- und Küstengewässer anhand der „Biologischen Qualitätskomponenten“ Fische, Makroinvertebraten, Makrophyten und Phytobenthos sowie Phytoplankton vor. Diesen biologischen Indikatoren kommt damit erstmals die zentrale Rolle bei der Gewässerbewertung zu; abiotische Parameter zur Gewässerstrukturgüte oder physiko-chemische Kenngrößen sind für die Bewertung nur begleitend heranzuziehen. Weitere Vorgaben der EG-WRRL sind eine gewässertypspezifische Bewertung sowie die Erfassung unterschiedlicher Stör- und Einflussgrößen (Stressoren), die auf die Gewässer einwirken. Für die Umsetzung der handlungsorientiert konzipierten EG-WRRL – bis 2015 soll der gute ökologische und gute chemische Zustand erreicht sein – sind somit neue Bewertungsverfahren erforderlich.

Um diesem Bedarf nach neuen Bewertungsverfahren nachzukommen, wurden in den letzten Jahren zahlreiche Forschungsvorhaben zur Bewertung auf Grundlage der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten durchgeführt. Förderer waren die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, das Bundesministerium für Bildung und Forschung, das Umweltbundesamt und die Europäische Union (EU). Die Ergebnisse von zwei dieser Vorhaben, dem deutschen AQEM System (Lorenz et al. 2004b) und dem multimetrischen IBI 12 (Böhmer et al. 2004a), belegen, dass es möglich ist, auch die Auswirkungen anderer Stressoren als die der saprobiellen Belastung auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässers zu bewerten. Beide Bewertungsansätze eignen sich jedoch nicht für die deutschlandweite Anwendung, da der IBI 12 mit 12 Einzelmetrics zu komplex für die routinemäßige Anwendung in der wasser-

wirtschaftlichen Praxis erschien und mit Hilfe des deutschen AQEM Systems nur fünf der 24 deutschen Gewässertypen bewertet werden können.

Neue Bewertungsverfahren sollten dem Anwender ermöglichen, aus dem Ergebnis Hinweise auf Ursachen eines bestimmten Zustands abzuleiten. Dies kann –wie von Lorenz et al (2004) belegt– durch eine multimetrische, möglichst stressorenbezogene Bewertung erfolgen, die in der Lage ist, die Auswirkungen bestimmter Stör- und Einflussgrößen nachvollziehbar abzubilden. Eine Möglichkeit hierzu ist ein modularer Ansatz, der neben den Folgen organischer Belastung die Auswirkungen weiterer Stressoren separat erfasst und bewertet.

In den Vereinigten Staaten werden multimetrische Indizes schon länger im Rahmen der routinemäßigen Gewässerbewirtschaftung eingesetzt und ihre Eignung für die ökologische Zustandsbewertung wiederholt hervorgehoben (Karr 1981, Barbour et al. 1995, Hughes et al. 1998, Barbour et al. 1999, Karr & Chu 1999, Klemm et al. 2003).

Hering et al. (2006a) fassen die im Rahmen zweier europäischer Forschungsvorhaben gewonnenen Erfahrungen zusammen und legen ein „Kochbuch“ für die Entwicklung eines multimetrischen Indexes vor. Mit Hilfe eines gemäß dieser Anleitung erarbeiteten Indexes kann der biologische Zustand aquatischer Ökosysteme gemäß den Anforderungen der EG-WRRL bewertet werden.

Vor dem Hintergrund dieser Forschungsergebnisse und im Hinblick auf die Vorgaben der EG-WRRL wurde vom Umweltbundesamt ein Forschungsvorhaben mit dem Titel „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“¹ (kurz: UBA-Projekt Bewertung Makrozoobenthos) initiiert und gefördert. Ziel dieses Vorhabens war die Entwicklung und Implementierung eines Bewertungsverfahrens für die deutschen Fließgewässertypen, das den Anforderungen der EG-WRRL an eine biologische Bewertung genügt und auf dem Makrozoobenthos basiert. Wesentliche Beiträge zur Verfahrensentwicklung lieferten zudem zwei assoziierte Forschungsvorhaben, die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gefördert wurden².

Die Entwicklung des Bewertungsverfahrens im Rahmen der oben genannten Forschungsvorhaben lässt sich, etwas verkürzt wiedergegeben, in drei Phasen untergliedern, deren Bearbeitung sich über einen Zeitraum von vier Jahren erstreckte:

- Bearbeitungsphase I: Erarbeitung eines Vorschlags für ein modular aufgebautes gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren.
- Bearbeitungsphase II: Erprobung des Verfahrensvorschlags in der Praxis durch (1) das Projekt „Bundesweiter Praxistest“ und durch (2) die Bundesländer anhand eigener Daten.
- Bearbeitungsphase III: Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens zur Anwendungsreife.

¹ Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223, Laufzeit 04/2002-03/2006

² „Bundesweite Anwendung und Erprobung der neu entwickelten Verfahren zur Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos gemäß EU-WRRL (Bundesweiter Praxistest), Förderkennzeichen O3.04 (Haase et al. 2004) „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem“, Förderkennzeichen O21.03 (Meier et al. 2004)

Als Ergebnis steht das Bewertungsverfahren PERLODES zur Verfügung, mit dessen Hilfe die Bewertung von 30 der 31 deutschen Fließgewässertypen (einschließlich Untertypen) möglich ist. Das Verfahren ist stressorenspezifisch und setzt sich aus den Modulen „Saprobie“, „Versauerung“ und „Allgemeine Degradation“ zusammen (Meier et al. 2006).

Die Entwicklung dieses letztgenannten Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“, das insbesondere die Auswirkungen struktureller Degradation und intensiver Landnutzung im Einzugsgebiet auf das Makrozoobenthos indizieren soll, ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

Parallel zu der mehrstufigen Erarbeitung des Gesamtverfahrens ist auch die Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ in drei Bearbeitungsphasen untergliedert:

- Bearbeitungsphase I: Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (vgl. Kapitel 3).
- Bearbeitungsphase II: Das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ im Praxistest (vgl. Kapitel 4).
- Bearbeitungsphase III: Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife (vgl. Kapitel 5).

Die in den drei Bearbeitungsphasen beschriebenen Arbeitsschritte – Entwicklung des Moduls, Test der Funktionalität in der Praxis, Weiterentwicklung zur Anwendungsreife – wurden von mir, gemeinsam mit verschiedenen Kollegen, im Rahmen des Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes durchgeführt und stellen die Grundlage der vorliegenden Arbeit dar (vgl. hierzu Meier et al. 2006). Darüber hinaus werden die einzelnen Schritte hier einer ausführlichen Diskussion unterzogen und weitere Aspekte, die für die Projektbearbeitung nicht berücksichtigt wurden, mit betrachtet (modularer Aufbau des Verfahrens, „top-down“- vs „bottom-up“-Typologie als Grundlage der Bewertung, Interpretation der Bewertungsergebnisse).

Für eine rein wissenschaftliche Arbeit, wie beispielsweise die Entwicklung der multimetrischen Bewertungsindizes im Rahmen des EU-Projektes AQEM (Lorenz et al. 2004b), wäre die Untergliederung in die drei oben beschriebenen Bearbeitungsphasen und die dadurch bedingte lange Entwicklungszeit nicht nötig gewesen. Voraussetzung dafür, dass das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ im Rahmen des Gesamtverfahrens PERLODES bundesweit zur Anwendung kommt, ist eine hohe Akzeptanz durch die Anwender. Die zuständigen Vertreter der Bundesländer waren von Beginn an eng in den Prozess der Ergebnisfindung eingebunden (vgl. Fußnote ⁶, S. 22).

Die Arbeit ist daher nicht ausschließlich wissenschaftlich ausgerichtet, sondern enthält Abschnitte, in denen die Entscheidungen gemeinsam mit den Ländervertretern in einem Diskussionsprozess getroffen wurden. Das bedeutet, dass in Einzelfällen subjektiv geprägten Erfahrungen zu Gunsten einer hohen Akzeptanz der Vorzug vor den rein rechnerisch ermittelten Ergebnissen gegeben wurde – vor allem hinsichtlich bestimmter Verfahrensabläufe oder der Eignung einzelner Metrics. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit als

Bestandteil des Gesamtprojektes geben somit einen Entwicklungs- und Lernprozess über vier Jahre wieder.

Die Auswertungen basieren vor dem Hintergrund der Projektziele auf folgenden Grundannahmen und Rahmenbedingungen, die bei der Modulentwicklung beachtet werden und deren Relevanz später diskutiert wird:

- Das Modul „Allgemeine Degradation“ soll unter Berücksichtigung der als biozönotisch bedeutsam erarbeiteten „top-down“-Typologie nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) typspezifisch sein, wobei ähnliche Gewässertypen mit einem vergleichbaren System bewertet werden.
- Das Bewertungsmodul indiziert möglichst unabhängig die Auswirkungen anderer Stressoren als die der organischen Belastung.
- Das Modul „Allgemeine Degradation“ ist in der Lage, die Bewertungsparameter der EG-WRRL abzudecken (taxonomische Zusammensetzung, Abundanz, Verhältnis störungsempfindlicher zu robusten Taxa, Vielfalt) und Informationen über die funktionale Zusammensetzung der Makroinvertebratenzönose zu liefern.
Ziel ist demnach ein multimetrischer Index, der Metrics der wie folgt definierten Metric-Typen enthält: „Zusammensetzung / Abundanz Metrics“, „Toleranz Metrics“, „Vielfalt / Diversität Metrics“, „funktionale Metrics“.
- Das multimetrische Bewertungsmodul liefert Informationen über die Auswirkungen von Beeinträchtigungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen (Beeinträchtigungen im Bereich der Probestelle oder im Einzugsgebiet).
- Das Bewertungsmodul sollte, in Kombination mit Modulen, die Informationen zu den Auswirkungen weiterer Stressoren liefern (organische Verschmutzung, Versauerung), zur Anwendungsreife gelangen und eine hohe Akzeptanz in der wasserwirtschaftlichen Praxis erzielen.

Folgende Fragen stehen bei der Erarbeitung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ im Mittelpunkt:

- Kann der Nachweis, dass mit Hilfe bestimmter Metrics und einem aus diesen Metrics zusammengesetzten multimetrischen Index die Auswirkungen von anderen Stressoren als die der organischen Verschmutzung indiziert werden können (z. B. der hydro-morphologische Degradation oder der intensiven Landnutzung), auch mit einem großen, vergleichsweise heterogeneren Datensatz erbracht werden - und das für alle deutschen Gewässertypen?
- Kann für alle Gewässertypen das gleiche Set an Metrics verwendet werden oder ist, wie von Lorenz et al. (2004b) vorgeschlagen, für jeden Typ ein anderes, typspezifisches Set notwendig?
- Wie bewährt sich eine erste Version des Moduls „Allgemeine Degradation“ im Praxistest und welche Folgerungen ergeben sich für die Überarbeitung?

- Sind die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ gut zu interpretieren und geben den Anwendern über die eigentliche biologische Zustandsbewertung hinaus Hinweise auf die Ursachen des ermittelten Zustands?
- Welche Vorteile bringt der modulare Aufbau des Gesamtverfahrens (Module „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“, „Versauerung“) oder könnte, wie in anderen europäischen Ländern, die Bewertung der Auswirkungen organischer Belastung Bestandteil des multimetrischen Indexes sein?
- Können aufgrund verschiedener „bottom-up“-Überprüfungen der deutschen Fließgewässertypologie (Brunke 2004, Lorenz et al. 2004a, Feld 2005) einzelne Gewässertypen, beispielsweise die Typen 14 *Sandgeprägte Tieflandbäche* und 16 *Kiesgeprägte Tieflandbäche* oder die Typen 9, 9.1 und 9.2 (Mittelgebirgsflüsse), für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos zusammengefasst werden?
- Liegt mit der zweiten Version des Moduls „Allgemeine Degradation“ ein typspezifischer multimetrischer Index vor, der bundesweit funktioniert und in der wasserwirtschaftlichen Praxis Akzeptanz findet?

Der formale Ablauf der Verfahrenserarbeitung für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Phyto­benthos, Phytoplankton und Fische erfolgte weitgehend analog zu der der Komponente Makrozoobenthos. Der Entwicklung eines Verfahrensvorschlags schloss sich eine Testphase an, deren Ergebnisse die Grundlage für die Überarbeitung und Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren zur Anwendungsreife waren. Die zuständigen Ländervertreter haben, wie auch bei der Ableitung des Bewertungssystems mittels Makrozoobenthos, die Verfahrensentwicklung fachlich begleitet, um die anwendungs- und maßnahmenorientierten Interessen der Wasserwirtschaft in den einzelnen Bundesländern zu vertreten. Grundlegende Unterschiede zeigen sich u. a. bei der Herleitung der Metrics für die multimetrischen Indizes. Die Auswahl der für die Makrophyten oder das Phytoplankton geeigneten Metrics beispielsweise wurde expertenbasiert vorgenommen (Schaumburg et al. 2004, Mischke & Behrendt 2005). Für das Makrozoobenthos erfolgte die Auswahl der (potenziell) zur Bewertung geeigneten Metrics durch Korrelationsanalysen zu Stressoren und somit weniger subjektiv (vgl. Hering et al. 2006a).

In Österreich finden sich Parallelen für das in der vorliegenden Arbeit dargestellte formale Vorgehen bei der Entwicklung des Verfahrens und den im Folgenden beschriebenen Bewertungsansatz. Hier wurde ebenfalls ein modularer multimetrischer Ansatz zur Fließgewässerbewertung mittels Makrozoobenthos erarbeitet, der, soweit als möglich, zwischen den Auswirkungen verschiedener Stressoren differenziert. Grundlage hierfür sind die Ergebnisse zweier Forschungsprojekte, die von der Universität für Bodenkultur Wien unter Mitarbeit des zuständigen Ministeriums, der Bundesländer, mehrerer technischer Büros sowie der Universität Innsbruck durchgeführt wurden. Ein erster Verfahrensvorschlag wurde erarbeitet, einem Test unterzogen und unter Beteiligung aller Zuständigen in den „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A2 Makrozoobenthos“ umgesetzt (Ofenböck et al. 2007).

2. METHODEN

2.1. Übersicht Methodik und Bearbeitungsphasen

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die Arbeitsschritte in den drei Bearbeitungsphasen und verweist auf die jeweils zugehörigen Kapitel der Methodenbeschreibung.

Abbildung 1 (folgende Seite): Schematische Übersicht über die Methoden und Arbeitsschritte in den Bearbeitungsphasen I, II und III.

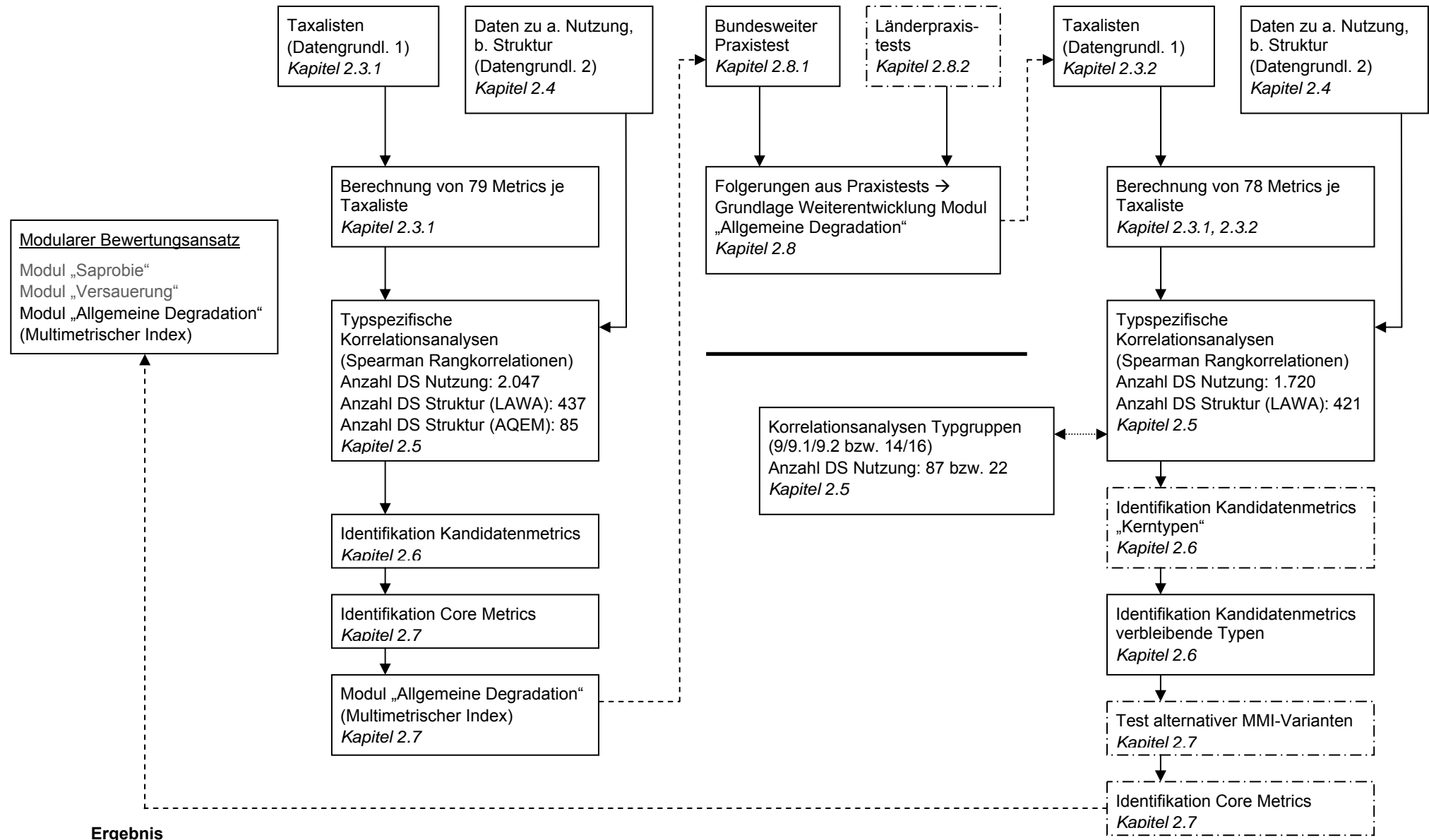
Modul „AD“ = Modul „Allgemeine Degradation“, Datengrundl. = Datengrundlage, Anzahl DS Nutzung = Anzahl Datensätze mit Landnutzung (Statistisches Bundesamt 1997, 2004), Anzahl DS Struktur (LAWA) = Anzahl Datensätze Vor-Ort-Kartierung nach LAWA (LAWA 2001), Anzahl DS Struktur (AQEM) = Anzahl Datensätze Strukturparameter AQEM-site-protocol (AQEM consortium 2002), [] = Arbeitsschritte, die von den Bundesländern durchgeführt wurden (Länderpraxistests) oder in die sie eng eingebunden waren (z. B. Identifikation Kandidatenmetrics „Kerntypen“)

Ziel

Bearbeitungsphase I (Entwicklung Modul „AD“)

Bearbeitungsphase II (Praxistests)

Bearbeitungsphase III (Weiterentwicklung Modul „AD“ zur Anwendungsreife)



2.2. Typologie der deutschen Fließgewässer

Nach den Vorgaben der EG-WRRL erfolgt die Bewertung des ökologischen Zustands über den Abgleich mit typspezifischen Referenzbedingungen. Als Grundlage für die Beschreibung dieser Referenzbedingungen wurden die deutschen Fließgewässer 24 „Fließgewässertypen“ zugewiesen (Schmedtje et al. 2001; Pottgiesser & Sommerhäuser 2004). Die Typisierung erfolgte „top-down“ mit Hilfe abiotischer Parameter wie der Ökoregion (Illies 1978), der Größe des Einzugsgebiets, der Höhenlage, der Geologie und der Gewässerlandschaften nach Briem (2003). Die biozönotische Relevanz wurde bei der Ausweisung und Definition der Typen durch das Expertenwissen der Bearbeiter und die Erfahrungen mit regionalen Typologien in den Bundesländern einer ersten Überprüfung unterzogen (Sommerhäuser & Pottgiesser 2005).

Diese offizielle deutsche Fließgewässertypologie nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) ist die Grundlage der vorliegenden Analysen. Mit Hilfe der Rechts-Hoch-Werte und der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Pottgiesser et al. 2004) wurde jede Probestelle einem Gewässertyp zugeordnet. In Bearbeitungsphase I wurden die 24 Fließgewässertypen für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos um den Typ 15_groß auf 25 Typen erweitert, in Bearbeitungsphase III um die Typen 1.1, 1.2, 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 6_K, 9.1_K, 21_N und 21_S auf insgesamt 31 Typen, wobei hier die Typen 1.1 bis 3.2 die Typen 1 bis 3 und die Typen 21_N und 21_S den Typ 21 ersetzen. Die Analysen für die regionalen Typen 6_K und 9.1_K wurden durch das Bayerische Landesamt für Umwelt durchgeführt und werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Tabelle 1 (folgende Seite): Kurznamen der „top-down“-Fließgewässertypen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004; verändert), Anzahl verfügbarer faunistischer Datensätze und zugehöriger abiotischer Begleitdaten pro Fließgewässertyp.

Ökoregion (nach Illies 1978): 4 = Alpen, 8/9 = Mittelgebirge und Alpenvorland, 14 = Norddeutsches Tiefland, EZG = Einzugsgebiet, # DS Nutzung = Anzahl Datensätze mit Landnutzung (Bearbeitungsphase I / Bearbeitungsphase III), # DS Struktur (LAWA) = Anzahl Datensätze Vor-Ort-Kartierung nach LAWA (Bearbeitungsphase I / Bearbeitungsphase III), # DS Struktur (AQEM) = Anzahl Datensätze Strukturparameter AQEM-site-protocol (Bearbeitungsphase I), ¹ = Analysen wurden durch das Bayerische Landesamt für Umwelt durchgeführt

Typ: Kurzname	Ökoregion	EZG [km ²]	# DS Nutzung	# DS Struktur (LAWA)	# DS Struktur (AQEM)
Typ 1: Fließgewässer der Alpen	4	10-10.000	-/-	58/-	-
Typ 1.1: Bäche der Kalkalpen	4	10-100	-/85	-/66	-
Typ 1.2: Kleine Flüsse der Kalkalpen	4	100-1.000	-/4	-/-	-
Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes	8/9	10-1.000	26/-	-/-	-
Typ 2.1: Bäche des Alpenvorlandes	8/9	10-100	-/50	-/13	-
Typ 2.2: Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	8/9	100-1.000	-/63	-/15	-
Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	8/9	10-1.000	19/-	-/-	-
Typ 3.1: Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes	8/9	10-100	-/53	-/13	-
Typ 3.2: Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes	8/9	100-1.000	-/-	-/-	-
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes	8/9	>1.000-10.000	40/9	16/14	-
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	8/9	10-100	138/184	65/24	23
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	8/9	10-100	55/110	12/24	-
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	8/9	10-100	383/142	24/-	-
Typ 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)	8/9	10-100	-/- ¹	-/- ¹	-
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	8/9	10-100	352/115	21/-	-
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	8/9	>100-1.000	125/125	65/48	26
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	8/9	>100-1.000	306/115	45/23	-
Typ 9.1_K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Keuper)	8/9	>100-1.000	-/- ¹	-/- ¹	-
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	8/9	>1.000-10.000	107/63	-/20	-
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	8/9/14	10-100	14/57	-/38	-
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	8/9/14	>100-10.000	10/44	-/29	-
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	14	10-100	27/87	22/16	17
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14	>100-1.000	120/120	23/12	19
Typ 15_groß: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14	>1.000-10.000	50/29	-/-	-
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	14	10-100	21/54	-/-	-
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	14	>100-10.000	11/37	-/-	-
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	14	10-100	-/13	-/-	-
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	8/9/14	10-100	150/64	52/12	-
Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer	8/9/14	10-1.000	93/-	34/-	-
Typ 21_N: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Nord)	8/9/14	10-1.000	-/67	-/24	-
Typ 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Süd)	8/9/14	10-1.000	-/-	-/-	-
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	14	10-1.000	-/30	-/30	-
Anzahl gesamt			2.047 / 1.720	437 / 421	85

2.3. Biotische Daten

Datengrundlage für die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen ist eine Projektdatenbank, die im Rahmen eines von der LAWA geförderten Forschungsvorhabens³ erarbeitet und im Laufe des vom UBA geförderten Forschungsvorhabens zur „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“⁴ in mehreren Schritten erheblich erweitert wurde.

In den folgenden beiden Kapiteln ist die Aufbereitung der biotischen Daten für die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ in den Bearbeitungsphasen I bzw. III erläutert. Die Bearbeitungsphase II umfasst den Praxistest des nach Abschluss der Phase I vorliegenden Standes des Moduls „Allgemeine Degradation“ (vgl. Kapitel 2.8).

2.3.1. Biotische Daten für die Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase I)

Taxalisten

Für die Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase I) standen Daten von ungefähr 5.000 Makrozoobenthosprobenahmen zur Verfügung. Etwa die Hälfte der Probenahmen entsprachen den Vorgaben der DIN 38410 (DEV 1992), d. h. einer semiquantitativen Makrozoobenthos-Besammlung aller vorhandenen Substrate mit einer Abundanzschätzung in sieben Klassen. Bei der anderen Hälfte der Probenahmen erfolgte die Angabe der Abundanz in Individuenzahlen. Diese waren abgeschätzt oder, bei annähernd 15 % der Proben, gezählt.

Zur besseren Vergleichbarkeit und um auch individuenbasierte Indizes berechnen zu können, wurden die Häufigkeitsklassen zusätzlich in Individuenzahlen umgerechnet, wobei die Klassenmitte als Zahlenangabe verwendet wurde. Entsprechend wurden zur Berechnung häufigkeitsklassenbasierter Indizes die Individuenzahlen zusätzlich in Abundanzklassen transformiert. Hierfür wurden die Abundanzstufen nach Alf et al. (1992) verwendet (1 = 1, 2 = 2-20, 3 = 21-40, 4 = 41-80, 5 = 81-160, 6 = 161-320 und 7 = >320). Als Ergebnis lag jede Taxaliste in zwei Versionen vor: (1) Häufigkeitsangaben in Form von Individuenzahlen und (2) Häufigkeitsangaben in Form von Abundanzklassen.

Taxonomische Harmonisierung

Unterschiede in der Bestimmungstiefe von Artenlisten sowie Fehler in der Bestimmung nicht sicher zu bestimmender Taxa wirken sich auf viele Bewertungsparameter aus. Daher wurden die Taxalisten einer Harmonisierung gemäß einer „operationellen Taxaliste“ unterzogen. Bei der verwendeten Liste handelt es sich um eine Vorläuferversion der operationellen Taxaliste von Haase & Sundermann (2004).

³ „Ökologische Fließgewässerbewertung auf Basis des Makrozoobenthos – Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EG“ (FKZ OB 5.4) (Rawer-Jost et al. 2004)

⁴ FKZ 202 24 223

Taxa, die „zu weit“ bestimmt worden waren, wurden auf das sicher zu bestimmende taxonomische Niveau der operationellen Taxaliste zurückgeführt. In der Regel handelt es sich hierbei um das Artniveau oder bei Taxa, die larval nicht bis zur Art bestimmt werden können, um die Ebene von Arten-Gruppen und Gattungen (z. B. *Rhithrogena*, *Isoperla*) oder Familien (verschiedene Diptera) (Haase & Sundermann 2004).

Filterung der faunistischen Datensätze

Auch nach der einleitenden Umrechnung und Harmonisierung waren die Daten noch von sehr unterschiedlicher Qualität, u. a. bedingt dadurch, dass sie vor dem Hintergrund unterschiedlicher Fragestellungen und mit verschiedenen Methoden erhoben worden waren.

Mit Hilfe eines Filterprozesses wurden diejenigen Datensätze selektiert, die eine hinreichende Qualität aufweisen, um Eingang in die Analysen zu finden.

Aus den zu Projektbeginn in der Datenbank vorhandenen Daten wurden die am besten geeigneten Datensätze zunächst mittels eines ersten Filterschritts anhand der folgenden Kriterien für die vorrangige Nacherhebung weiterer Begleitdaten vorausgewählt:

- Ausschluss von Probestellen mit einem Einzugsgebiet $< 10 \text{ km}^2$, da diese nicht unter die Vorgaben der EG-WRRL fallen. Bei Fließgewässertypen mit sehr schlechter Datenlage wurde die Grenze auf $< 8 \text{ km}^2$ verschoben.
- Ausschluss von Probenahmen, bei denen aufgrund des methodischen Ansatzes nicht alle Teilhabitate erfasst wurden (Surber- oder Freeze-Core-Proben) oder die sich auf die ausschließliche Erfassung der Taxa nach DIN 38 410 (DEV 1992) konzentrierten.
- Ausschluss von Probestellen, bei denen aufgrund fehlender Begleitdaten (z. B. eindeutige Lagebeschreibung) keine Zuordnung oder Überprüfung des Gewässertyps oder die Nacherhebung weiterer (abiotischer) Daten möglich war.

Aus diesem ersten Filterschritt resultierten rund 3000 Probenahmen.

Nach Abschluss der Erhebung von Begleitdaten (vgl. Kapitel 2.4) wurden die Datensätze für die Analysen in einem zweiten Filterschritt ausgewählt. Grundvoraussetzung war das Vorhandensein von Belastungsinformationen (Daten zur Struktur oder zur Nutzung im Einzugsgebiet (EZG)) als Eichgröße. Darüber hinaus standen die Datenqualität und die Eignung der Daten im Vordergrund:

- Ausschluss von Taxalisten mit < 10 Taxa oder < 150 Individuen, da diese in der Regel unzureichend beprobt oder ungenügend bestimmt sind. Nur in Ausnahmefällen, in denen sicher war, dass weniger als zehn Taxa auf sehr starke Belastung (allerdings nicht auf organische Verschmutzung) zurückzuführen waren, wurden die entsprechenden Artenlisten in die Analysen einbezogen.

- Ausschluss von Datensätzen, die nach der typspezifischen Version des Saprobien-indexes (Rolaufts et al. 2003) einer unbefriedigenden oder schlechten Qualitätsklasse zuzurechnen sind. Organisch stark belastete Probestellen werden aus den Analysen ausgeschlossen, da es Ziel der folgenden Analysen war, mit dem Modul „Allgemeine Degradation“ die Auswirkungen anderer Stressoren (z. B. strukturelle Degradation) zu indizieren.

Bei Fließgewässertypen, für die nach Abschluss beider Filterschritte ein großer Datensatz zur Verfügung stand, wurden für die folgenden Analysen nur Taxalisten aus einer Jahreszeit verwendet, um die saisonal bedingte Variabilität möglichst gering zu halten. Kriterien für die Auswahl der geeigneten Jahreszeit waren: (1) die Datenlage und (2) Erfahrungen aus früheren Untersuchungen, die sich mit der Bestimmbarkeit der erfassten Taxa und der Trennschärfe der Metrics zu verschiedenen Jahreszeiten befasst haben (Böhmer et al. 2004a, Lorenz et al. 2004b). Die Taxalisten aus den verschiedenen Jahreszeiten wurden wie folgt verwendet: (1) Frühjahrsproben (März bis Mai (Juni⁵)) für die Gewässertypen 5, 14 und 16, (2) Sommerproben ((Mai)⁵ Juni bis August) für die Gewässertypen 9, 15, 15_groß und 23, (3) Frühjahrs- und Sommerdaten für den Gewässertyp 5.1 und (4) Daten aus allen Jahreszeiten für Fließgewässertypen mit ungenügender Datenlage oder weniger stark ausgeprägten saisonalen Unterschieden in der Besiedlung.

Aus dem zweiten Filterschritt und der teilweisen Beschränkung auf bestimmte Jahreszeiten resultierten gut 2.000 Datensätze. Die genaue Anzahl an Datensätzen pro Typ und Stressor gibt Tabelle 1 wieder.

Metricberechnung

Für jeden der Datensätze, die nach den beiden Filterschritten zur Verfügung standen, wurden mit dem „AQEM European stream assessment program“ (kurz AQEM-Programm) (Hering et al. 2004a) und der Datenbank „ASSESS“ (Rawer-Jost et al. 2004) zahlreiche Metrics berechnet. Die daraus resultierenden sehr langen Metric-Listen (Böhmer et al. 2004a, Hering et al. 2004b) wurden um die Metrics reduziert, die ausdrücklich zur Indikation der organischen Verschmutzung entwickelt wurden oder die Taxagruppen betreffen, die nur in sehr wenigen Probenahmen vertreten sind (z.B. „Anzahl Planipennia“). Jeder Metric wurde einem von vier Metric-Typen zugeordnet: „Zusammensetzung/Abundanz“ (z. B. Anteil an einer taxonomischen Gruppe), „Vielfalt/Diversität“ (z. B. Diversitätsindizes, Anzahl Taxa einer taxonomischen Gruppe), „Toleranz“ (z. B. Fauna-Indizes, Lorenz et al. 2004b) und „funktionale Metrics“ (z. B. Anteile an den Ernährungstypen). Diese Einteilung entspricht den Vorgaben der EG-WRRL und ermöglicht eine Gruppierung der Metrics gemäß ihrer ökologischen Aussagequalität.

Metrics, die nur für einen bestimmten Gewässertyp oder eine Typengruppe entwickelt worden sind, wurden auch nur hierfür verwendet (z. B. „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5“ wurde nur für die Bewertung von Mittelgebirgsbächen herangezogen).

⁵ Standen für die Bäche nicht ausreichend viele Probenahmen aus dem Frühjahr und für die Flüsse aus dem Sommer zur Verfügung (< 15 Probenahmen oder < 5 beprobte Standorte), wurden auch Juniprobe zum Frühjahr bzw. Maiprobe zum Sommer hinzugerechnet.

Für jede Taxaliste ergab sich in Bearbeitungsphase I eine Liste mit bis zu 79 Metric-Ergebnissen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Metric-Gruppenliste.

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; Metric-Typen:

Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = funktionale Metrics; * = den Berechnungen liegen die autökologischen Einstufungen von Moog (1995) und/oder Schmedtje & Colling (1996) zugrunde; Phase I = Metrics, die in Bearbeitungsphase I (Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“) in die Analysen einbezogen wurden, Phase III = Metrics, die in Bearbeitungsphase III (Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife) in die Analysen einbezogen wurden

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz	Phase I	Phase III
Diversitätsindizes				
Margalef-Index	V/D	Margalef (1984)	x	x
Simpson-Index	V/D	Simpson (1949)	x	
Shannon-Wiener-Index	V/D	Shannon & Weaver (1949)	x	x
(Längs-)Zonierung				
Eucrenal [%] (Ind.)	F	Moog (1995)*; Schmedtje & Colling (1996)*; Hering et al. (2004b)	x	x
Hypocrenal [%] (Ind.)	F		x	x
Epirhithral [%] (Ind.)	F		x	x
Metarhithral [%] (Ind.)	F		x	x
Hyporhithral [%] (Ind.)	F		x	x
Epipotamal [%] (Ind.)	F		x	x
Metapotamal [%] (Ind.)	F		x	x
Hypopotamal [%] (Ind.)	F		x	
Litoral [%] (Ind.)	F		x	x
Crenal gesamt [%] (Ind.)	F		x	x
Rhithral gesamt [%] (Ind.)	F		x	x
Potamal gesamt [%] (Ind.)	F		x	x
Potamon-Typie-Index (Ind.)	T	Schöll & Haybach (2001), Schöll et al (2005)	x	x
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	T	Biss et al. (2002)	x	x
Strömungspräferenzen				
limnobiont [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996)*; Hering et al. (2004b)	x	
limnophil [%] (Ind.)	F		x	
limno- bis rheophil [%] (Ind.)	F		x	
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)	F		x	
rheophil [%] (Ind.)	F		x	x
rheophil [%] (HK)	F		x	x
rheobiont [%] (Ind.)	F		x	
rheobiont [%] (HK)	F		x	
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)	F		x	x
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)	F		x	x
Rheoindex (Ind.)	F	Banning (1998)	x	x
Rheoindex (HK)	F		x	x
Strömungspräferenzindex (Ind.)	F		x	
Strömungspräferenzindex (HK)	F		x	
Mikrohabitatpräferenzen				
Pelal [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996)*; Hering et al. (2004b)	x	x
Psammal [%] (Ind.)	F		x	x
Akal [%] (Ind.)	F		x	x
Akal [%] (HK)	F		x	x
Lithal [%] (Ind.)	F		x	x
Lithal [%] (HK)	F		x	

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz	Phase I	Phase III
Phytal [%] (Ind.)	F	Braukmann (1987)	x	x
POM (partikuläres organisches Material) [%] (Ind.)	F		x	
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (Ind.)	F		x	x
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)	F			x
Ernährungstypen				
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	F	Moog et al. (1995)*; Schmedtje & Colling (1996)*; Hering et al. (2004b)	x	x
Zerkleinerer [%] (Ind.)	F		x	x
Sammler [%] (Ind.)	F		x	x
Aktive Filtrierer [%] (Ind.)	F		x	x
Passive Filtrierer [%] (Ind.)	F		x	x
Räuber [%] (Ind.)	F		x	
Verhältnis aktive/passive Filtrier [%] (Ind.)	F			x
RETI (Ind.)	F	Schweder (1992); Podraza et al. (2000)	x	
Fortbewegungstypen				
(Semi)sessil [%] (HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)*; Hering et al. (2004b)	x	
Fauna-Indizes				
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	T	Lorenz et al. (2004b)	x	x
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	T		x	x
Fauna-Index organische Bäche Typ 11	T		x	x
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	T		x	x
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	T		x	x
Fauna-Index Typ 1.1	T			x
Fauna-Index Typ 1.2	T			x
Fauna-Index Typ 2.1	T			x
Fauna-Index Typ 2.2	T			x
Fauna-Index Typ 3.1	T			x
Fauna-Index Typ 3.2	T			x
Fauna-Index Typ 4	T			x
Fauna-Index Typ 9	T			x
Fauna-Index Typ 9.1	T			x
Fauna-Index Typ 9.2	T			x
Fauna-Index Typ 11/12	T			x
Fauna-Index Typ 14/16	T			x
Fauna-Index Typ 15/17	T			x
Fauna-Index Typ 15_groß	T			x
Relativer Anteil taxonomischer Gruppen				
Gastropoda [%] (Ind.)	Z/A		x	x
Hirudinea [%] (Ind.)	Z/A		x	
Crustacea [%] (Ind.)	Z/A		x	x
Plecoptera [%] (Ind.)	Z/A		x	x
Trichoptera [%] (Ind.)	Z/A		x	x
Coleoptera [%] (Ind.)	Z/A		x	x
EPT [%] (Ind.)	Z/A		x	x
EPT [%] (HK)	Z/A		x	x
Chironomidae [%] (Ind.)	Z/A			x
EPTCBO [%] (Ind.)	Z/A		x	x
hololimnisch [%]	Z/A			x
Taxazahl				
Anzahl Taxa	V/D			x

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz	Phase I	Phase III
Anzahl Hirudinea	V/D		x	
Anzahl Crustacea	V/D		x	x
Anzahl Ephemeroptera	V/D		x	x
Anzahl Plecoptera	V/D		x	x
Anzahl Trichoptera	V/D		x	x
Anzahl Coleoptera	V/D		x	x
Anzahl EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)	V/D		x	x
Anzahl Chironomidae	V/D		x	
Anzahl EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)	V/D		x	x
Sonstige				
Lake Outlet Typology Index (quantitative) (LTI _{quan})	T	Brunke (2004)		x
Benthosindex Rhithral und Potamal	T	Biss et al. (2002)	x	
Benthosindex Rhithral	T		x	
Benthosindex Potamal	T		x	
PSM-Index nach Liess	T	Liess et al. (2001)	x	
Xenosaprobe [%] (Ind.)	T	Zelinka & Marvan (1961); Moog et al. (1995)	x	x
Xenosaprobe [%] (HK)	T		x	x
Oligosaprobe [%] (Ind.)	T		x	x
Oligosaprobe [%] (HK)	T		x	x
Rhitrontypieindex (RTI)	T	Biss et al. (2002)		x

Im Rahmen des EU-Projektes „AQEM“ (AQEM consortium 2002) wurde für fünf Gewässertypen der „Deutsche Fauna-Index“ (kurz: Fauna-Index) entwickelt, ein Metric, der auf Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen hydromorphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts beschreibt (Lorenz et al. 2004b). Der Metric erwies sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen und bei den durch die Bundesländer durchgeführten Praxistests als für die Bewertung besonders geeignet und stieß auf hohe Akzeptanz bei den Anwendern. Um die Bewertung nach dem Fauna-Index auf eine „breitere Grundlage“ zu stellen und auch weitere Fließgewässertypen mit dem Fauna-Index bewerten zu können, wurden die bestehenden Fauna-Indizes von verschiedenen Experten überarbeitet und erweitert (vgl. hierzu Meier et al. 2006). Verzichtet wurde lediglich auf die Überarbeitung des „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5“, der sich, u. a. im Rahmen der Praxistests, sowohl für Typ 5 als auch für die anderen Mittelgebirgsbach-Typen (5.1, 6, 7) als stabil und geeignet erwiesen hat.

2.3.2. Biotische Daten für die Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife (Bearbeitungsphase III)

Taxalisten

Für die Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife (Bearbeitungsphase III) standen Daten von über 12.000 Makrozoobenthosprobenahmen zur Verfügung. Der überwiegende Teil der Datensätze stammt aus Erhebungen der Bundesländer. Von besonderem Wert waren dabei die Neuerhebungen aus verschiedenen

Praxistests, die zu einem großen Teil mit einem „Multi-Habitat-Sampling“-Ansatz beprobt worden waren (vgl. Kapitel 2.8).

Nach Anwendung der im Kapitel „Filterung der faunistischen Datensätze“ (s. u.) beschriebenen Filterkriterien (mit Ausnahme der Jahreszeit und der Größe des Einzugsgebiets) resultierte ein Datensatz mit knapp 2.000 Probenahmen, der in die Analysen einging.

Vor der Berechnung der Metrics wurden Individuenzahlen zusätzlich in Abundanzklassen umgerechnet und umgekehrt. Für Erhebungen gemäß der DIN 38 410 (DEV 1992) wurden dabei, wie in Bearbeitungsphase I, die Abundanzstufen nach Alf et al. (1992) verwendet (1 = 1, 2 = 2-20, 3 = 21-40, 4 = 41-80, 5 = 81-160, 6 = 161-320 und 7 = > 320). Zur Transformation der Abundanzklassen in Individuenzahlen diente dabei jeweils die Klassenmitte (1, 10, 30, 60, 120, 240 bzw. 480 Individuen). Für Erhebungen auf Grundlage eines „Multi-Habitat-Sampling“-Ansatzes wurden die mit dieser Methode erzielten höheren Individuenzahlen gemäß dem folgenden System in Häufigkeitsklassen umgerechnet: 1 = 1-2, 2 = 3-10, 3 = 11-30, 4 = 31-100, 5 = 101-300, 6 = 301-1.000 und 7 = > 1.000.

Taxonomische Harmonisierung

Die taxonomische Harmonisierung erfolgte auf Grundlage der operationellen Taxaliste von Haase & Sundermann (2004) (vgl. Kapitel 2.3.1).

Filterung der faunistischen Datensätze

Für die Weiterentwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase III) wurde der in der Projekt-Datenbank verfügbare, erheblich erweiterte Datensatz einem leicht modifizierten Filterprozess unterzogen:

- Ausschluss von Probenahmen, die vor mehr als zehn Jahren genommen wurden (1994 und älter).
- Ausschluss von Probestellen mit einem Einzugsgebiet < 8 km² (Gewässer > 10 km² sind EG-WRRL relevant; da man aber von einer gewissen Unschärfe bei der Größenermittlung des Einzugsgebiets ausgehen muss, wurden Gewässerabschnitte ab einem Einzugsgebiet von 8 km² berücksichtigt).
- Ausschluss von Probenahmen, bei denen aufgrund des methodischen Ansatzes nicht alle Teilhabitate erfasst wurden (Surber- oder Freeze-Core-Proben) oder die sich auf die ausschließliche Erfassung der Taxa nach DIN 38 410 (DEV 1992) konzentrierten.
- Ausschluss von Probestellen, denen wesentliche Begleitdaten (z. B. eine eindeutige Lagebeschreibung) fehlen.
- Ausschluss von Taxalisten mit < 10 Taxa um sicherzustellen, dass keine unzureichend beprobten oder ungenügend bestimmten Datensätze in die Analysen eingehen.
- Ausschluss von Datensätzen, die nach der Überarbeitung (Stand 9. Mai 2005; vgl. Anhang A 1) der typspezifischen Version des Saprobienindex (Rolaufts et al. 2003) einer mäßigen, unbefriedigenden oder schlechten Qualitätsklasse zuzurechnen sind.

- Für Bäche und Flüsse wurden Probenahmen aus den Monaten Februar bis August berücksichtigt. Hintergrund für die Ausweitung des Probenahmezeitraumes war der Wunsch der Praktiker aus der Wasserwirtschaft, das Verfahren in einem größeren Zeitraum anwenden zu können. Ausnahmen stellten die Typen 1 bis 4 (Probenahmen aus allen Jahreszeiten, da nicht ausreichend abiotische Daten vorlagen) sowie die Typen 21 und 23 (Probenahmen aus allen Jahreszeiten) dar.

Nach dem Filterprozess standen gut 1.700 Datensätze zur Verfügung. Die genaue Anzahl an Datensätzen pro Typ und Stressor gibt Tabelle 1 wieder.

Metricberechnung

Für die Weiterentwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase III) wurden die Metrics in die Analysen einbezogen, die sich bei der Entwicklung des Moduls (Bearbeitungsphase I) als grundsätzlich geeignet erwiesen hatten. Für jede Taxaliste ergab sich so eine Liste mit bis zu 78 Metrics (Tabelle 2).

2.4. Abiotische Begleitdaten

Mit Hilfe des Moduls „Allgemeine Degradation“ soll nicht die organische Belastung indiziert werden sondern der Einfluss anderer Stressoren, die möglicherweise schwerer zu fassen sind. Um die Probestellen hinsichtlich des Ausmaßes der Degradation „unvoreingenommen“ zu charakterisieren, sind einheitliche abiotische Begleitdaten notwendig. Als Datenquellen dienten die Daten zur Bodennutzung im Einzugsgebiet und zur Gewässerstrukturgüte.

Bodennutzung im Einzugsgebiet

Die Ermittlung der Bodennutzung im Einzugsgebiet erfolgt mit Hilfe der „Daten zur Bodenbedeckung für die BRD“ (Statistisches Bundesamt 1997, 2004). Die Tabelle in Anhang A 2 gibt eine Übersicht über die CORINE Bodenbedeckungen.

Um die Degradation der Probestellen in Bezug auf die Landnutzung herauszufinden, wurde die Flächennutzung im Einzugsgebiet ermittelt. In ArcView GIS 3.2a wurde auf Grundlage des digitalen Gewässernetzes DLM 1000W (Stand 2003) zu jeder Probestelle das zugehörige Einzugsgebiet von Hand gezeichnet und die so entstandenen Polygone (= Einzugsgebiete) digital mit der Bodennutzung verschnitten. Das Ergebnis war eine Tabelle mit den prozentualen Anteilen unterschiedlicher Bodennutzungen in den Einzugsgebieten. Die genaue Anzahl an Datensätzen mit Bodennutzungsdaten pro Typ gibt Tabelle 1 wieder.

Für die weiteren Auswertungen im Rahmen der Verfahrensentwicklung musste die Vielzahl an Bodennutzungsparametern so reduziert werden, dass nur die Parameter übrig blieben, die geeignet sind, die Degradation der Probestelle oder des Einzugsgebiets zu indizieren. Bei der Auswahl der Parameter wurde zugrunde gelegt, dass (1) der jeweilige Parameter einen Gradienten innerhalb des Datensatzes aufweist und (2) zwischen dem Parameter und der Makrozoobenthoszönose ein zumindest theoretisch begründbarer Zusammenhang besteht.

Parameter, die das erste Kriterium erfüllen, wurden mittels NMS (Non-metric Multidimensional Scaling) unter Anwendung des Programms PCOrd 4.2 (McCune & Mefford 1999) identifiziert. Dieser Arbeitsschritt wurde von C. K. Feld im Rahmen des UBA-Projektes Bewertung Makrozoobenthos (Meier et al. 2006) durchgeführt und wird hier in Kapitel 3.1 wiedergegeben. Für die Analysen wurden die Fließgewässertypen zu Typengruppen zusammengefasst, basierend auf ihrer Lage in einem bestimmten Naturraum bzw. ähnlichen geomorphologischen, hydrologischen und physikalischen Eigenschaften. Für jede dieser Typengruppen wurde die Analyse separat durchgeführt. Als Distanzmaß wurde der Bray-Curtis-Index verwendet. Die prozentualen Anteile der Bodennutzungen wurden nach den Empfehlungen von Podani (2000) und McCune & Mefford (1999) mit Hilfe der „Arc sin-Quadratwurzel“ transformiert. Die statistische Analyse der Nutzungsdaten bezog sich auf „Ebene 2“ und „Ebene 3“ der CORINE Land Cover Nomenklatur (vgl. Anhang A 2).

Die Identifikation für die NMS geeigneter Nutzungsvariablen erfolgte mit Hilfe der grafischen Darstellung in so genannten „Box-Whisker-Plots“. Eine Variable wurde ausgewählt, wenn die Box selber mindestens 5 % Nutzungsanteil umfasste, die Interquartilspannweite demnach mindestens 5 % betrug oder die gesamte Spannweite (Min.-Max.) 10 % Nutzungsanteil überstieg. Lagen nur Ausreißer oberhalb der 10 %-Grenze, wurde eine Nutzungsart dann berücksichtigt, wenn die Ausreißer die Spannweite bis zum Maximalwert mit mehr als zehn Werten kontinuierlich abdeckten.

Ausgewählt wurden schließlich die Parameter, die am höchsten mit den Ordinationsachsen korrelieren und am besten die Variabilität innerhalb des Datensatzes erklären.

Daten zur Gewässerstrukturgüte

In fünf der 16 deutschen Bundesländer wurden in der Vergangenheit detaillierte Daten zur Gewässerstrukturgüte erhoben: Bayern (BY), Hessen (HE), Mecklenburg-Vorpommern (MV), Nordrhein-Westfalen (NW) und Rheinland-Pfalz (RP). Grundlage dieser Erhebungen ist die Verfahrensbeschreibung der LAWA (2001; vgl. Kail & Hering 2005). Das Verfahren basiert auf Angaben zu 29 Einzelparametern, von denen einige noch weiter unterteilt sind und die für jeden 100-Meter-Abschnitt eines Fließgewässers kartiert wurden. Aus Bayern lagen für die Gewässertypen 1 bis 4 keine Informationen zu den Einzelparametern sondern nur zum Gesamt-Index nach LAWA (2001) vor. Die späteren Analysen konnten also nur mit diesem Gesamt-Index durchgeführt werden (Typ 1 in Bearbeitungsphase I, Typen 1.1, 2.1 und 4 in Bearbeitungsphase III).

Um die Strukturgütedaten der für die späteren Berechnungen relevanten Gewässerabschnitte herausfiltern zu können, wurden ArcView Shapes mit den erforderlichen Hintergrunddaten angelegt und mit einem weiteren Shape, auf dem die Probestellen dargestellt waren, verschnitten.

Für einige Probestellen lagen umfangreichere hydromorphologische Begleitdaten aus dem EU-Projekt AQEM (AQEM consortium 2002) vor. In einem „site protocol“ wurden bei jeder Probenahme, die im Rahmen des Projektes durchgeführt wurde, über 200 Einzelparameter erfasst, die relevante Informationen zur Probe selbst, zur Probestelle oder zum Einzugsgebiet liefern (AQEM consortium 2002, Hering et al. 2004b).

Die genaue Anzahl an Datensätzen mit den Daten der Vor-Ort-Kartierung bzw. des AQEM site protocols pro Typ gibt Tabelle 1 wieder.

Ähnlich wie die Nutzungsvariablen wurden auch die Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung sowie die Parameter aus dem AQEM site protocol von C. K. Feld im Rahmen des UBA-Projektes Bewertung Makrozoobenthos (Meier et al. 2006) einer multivariaten Analyse unterzogen (zusammengefasst in Kapitel 3.1). Hier galt es zunächst auch, den Gesamtdatensatz dahingehend zu überprüfen, ob die einzelnen Probestellen sich entlang eines hydromorphologischen Gradienten anordnen. In einem weiteren Schritt wurden dann diejenigen Einzelparameter (Vor-Ort-Kartierung) bzw. hydromorphologischen Variablen (AQEM site protocol) herausgefiltert, die eine hohe Korrelation mit dem hydromorphologischen Gradienten zeigten. Waren hydromorphologische Parameter nicht mit einem Gradienten korreliert oder ließ sich kein hydromorphologischer Gradient ermitteln, war dies ein Hinweis darauf, dass eine weitere Analyse (Korrelation mit biozönotischen Metrics) mit dem vorliegenden Datensatz keine interpretierbaren Ergebnisse liefern würde.

Die Ermittlung der Bodennutzung im Einzugsgebiet sowie der Daten zur Gewässerstrukturgüte wurde für die Entwicklung des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase I) und für dessen Weiterentwicklung (Bearbeitungsphase III) auf die gleiche Art durchgeführt. Geeignete Nutzungs- und Strukturparameter für die Korrelationsanalysen (s. o.) wurden nur einmal, im Rahmen der Bearbeitungsphase I, ermittelt und die Ergebnisse für die weiteren Analysen in Bearbeitungsphase III übertragen. Für Typen, für die die Analysen nicht durchgeführt worden waren, wurden die ausgewählten Strukturparameter der am ehesten vergleichbaren Typen verwendet.

2.5. Korrelationsanalysen

Zwischen den ausgewählten Nutzungs- und Strukturparametern als unabhängige Variable und den Metric-Ergebnissen als abhängige Variable wurden Spearman-Rangkorrelationen durchgeführt. Die ausgewählten Nutzungsparameter (vgl. Kapitel 2.4) wurden zusätzlich zu einem „Nutzungsindex“ verrechnet, der ebenfalls als unabhängige Variable verwendet wurde. Der Nutzungsindex berechnet sich aus

$$NI = 4 \times \text{Anteil Siedlungsflächen [\%]} + 2 \times \text{Anteil Ackerflächen [\%]} + \text{Anteil Grünland [\%]},$$

davon ausgehend, dass die Intensität der Nutzung von der Grünlandnutzung hin zur Nutzung als Siedlungsfläche zunimmt. Je höher der Wert des Nutzungsindex desto stärker ist der Einfluss der städtischen und landwirtschaftlich geprägten Flächen auf eine Probestelle. Ein möglichst hoher Waldanteil im Einzugsgebiet wird „positiv“ bewertet und daher nicht in den Nutzungsindex eingerechnet.

Die Korrelationsanalysen wurden demnach zwischen den Ergebnissen der bis zu 79 Metrics, den vier Nutzungstypen, dem Nutzungsindex, bis zu elf Parametern der Vor-Ort-Kartierung sowie bis zu neun Parametern des AQEM site protocols durchgeführt. Die Parameter können Tabelle 3, Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6 in Kapitel 3.1 entnommen werden. Die Korrelationsanalysen zwischen den Metric-Ergebnissen und den zwei Formen an

Strukturdaten wurden grundsätzlich getrennt durchgeführt, d. h. die Parameter der Vor-Ort-Kartierung und die des AQEM site protocols wurden nur in getrennten Analysen verwendet. Diese wurden durchgeführt, wenn für eine Form der Strukturdaten Angaben zu mindestens zehn Probestellen vorlagen. Das Produkt der Korrelationsanalysen, einzeln für jeden der 19 Gewässertypen durchgeführt, sind annähernd 20.000 Einzelergebnisse.

Aus der Vielzahl an Einzelergebnissen wurde eine Übersicht erstellt, die die Metrics enthält, die am besten mit den Landnutzungsparametern korrelieren. Hieraus wurden für jeden Metric-Typ (Zusammensetzung/Abundanz, Vielfalt/Diversität, Toleranz, funktionale Metrics) die drei am besten korrelierenden Metrics ausgewählt. Mit Hilfe derselben Arbeitsschritte wurden auch die Korrelationskoeffizienten der hydromorphologischen Parameter weiterbearbeitet.

Im Rahmen der Weiterentwicklung des Bewertungsmoduls (Bearbeitungsphase III) wurden Korrelationsanalysen zwischen den Ergebnissen von bis zu 78 Metrics und den ausgewählten abiotischen Parametern (vier Nutzungstypen, Nutzungsindex, bis zu elf Parameter der Vor-Ort-Kartierung) gerechnet. Das Produkt dieses Analyseschrittes, durchgeführt für 23 Typen mit den Nutzungsparametern und 15 Typen mit den Strukturparametern, sind annähernd 22.000 Einzelergebnisse, von denen die am besten korrelierenden, analog zum Vorgehen in Bearbeitungsphase I, in eine Übersicht überführt wurden. Ergänzt wurden in der Übersicht die Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben.

Im Anschluss an die typspezifischen Korrelationsanalysen in Bearbeitungsphase III wurden die Datensätze der Typen 9, 9.1 und 9.2 sowie die der Typen 14 und 16 jeweils zu einer Gruppe zusammengefasst und die Analysen zwischen den Metrics und den Nutzungs- bzw. Strukturparametern wiederholt (vgl. Kapitel 5.3).

2.6. Identifikation der Kandidatenmetrics

Die 19 Fließgewässertypen, für die Korrelationsanalysen in Bearbeitungsphase I durchgeführt worden sind, wurden zu Typengruppen zusammengefasst, um ähnliche Gewässertypen mit einem vergleichbaren System zu bewerten: Bäche und Flüsse der Alpen (Typ 1), Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes (Typen 2-4), Mittelgebirgsbäche (Typen 5, 5.1, 6, 7), Mittelgebirgsflüsse (Typen 9, 9.1, 9.2), organisch geprägte Bäche und –flüsse (Typen 11 und 12) und mineralisch geprägte Tieflandbäche und –flüsse (Typen 14, 15, 15_groß, 16-19).

Bei den Typen 11, 12 und 19 handelt es sich gemäß der Fließgewässertypologie nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) um Ökoregion unabhängige Typen, da sie aber größtenteils im Tiefland vertreten sind, werden sie im Folgenden häufig gemeinsam mit den Tieflandgewässern angesprochen.

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen innerhalb einer Typengruppe bildeten die Grundlage für die Auswahl der Kandidatenmetrics. Von den Metrics wurden jeweils die ausgewählt, die (1) die höchsten, signifikanten Korrelationen mit einem Nutzungs- oder Strukturparameter bei der Mehrzahl der Typen einer Typengruppe zeigten und die (2) bei der grafischen Analyse des Korrelationsdiagrammes eine deutlich steigende oder fallende

Tendenz mit der Degradation erkennen ließen, und zwar entsprechend der Hypothese (z. B. Abnahme des Anteils an EPT-Taxa bei zunehmender Belastung). Weiterhin umfassten die Kandidatenmetrics mindestens je einen Metric einer der vier Metric-Typen (Zusammensetzung/Abundanz, Vielfalt/Diversität, Toleranz, funktionale Metrics).

In Bearbeitungsphase III wurden die 23 Fließgewässertypen, für die Korrelationsanalysen durchgeführt wurden, wie folgt zu Typengruppen zusammengefasst und möglichst gleiche Metric-Kombinationen je Gruppe ausgewählt: Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes (Gewässertypen 1.1-4), Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7), Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2), organisch geprägte Bäche und Flüsse (Typen 11 und 12), mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse (Typen 14-18). Der Ökoregion unabhängige Typ 19 wurde in Anlehnung an die Typen 11 und 12 sowie 14-18 betrachtet, da er gemäß der Typbeschreibung von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) hinsichtlich Morphologie und charakteristischer Makrozoobenthosbesiedlung mit den Tieflandtypen eine größere Übereinstimmung aufweist wie mit den Mittelgebirgstypen. Die Ergebnisse zu den Typ 21 und 23 wurden separat ausgewertet. Die Datenlage für die Typen 1.2 und 3.2 war zu gering, um Korrelationsberechnungen durchzuführen. Für die beiden Typen wurden die Core Metrics der Typen 1.1 und 3.1 zugrunde gelegt. Die Ankerpunkte wurden unter Berücksichtigung der Längszonierung expertenbasiert festgelegt. Die Datenlage für Typ 18 war nach wie vor zu gering, um Korrelationsberechnungen durchzuführen. Für diesen Typ wurden später die Core Metrics und Ankerpunkte des ähnlichen Typs 14 zugrunde gelegt.

Für je drei „Kerntypen“ in den Alpen und im Mittelgebirge (Typen 1.1, 5, 9) sowie im Tiefland (Typen 11, 14, 15) wurden in enger Absprache mit den Mitgliedern eines „projektbegleitenden Beirates“⁶ die folgenden Kandidatenmetrics ausgewählt: (1) Metrics mit den höchsten, signifikanten Korrelationen mit einem Struktur- bzw. Nutzungsparameter, (2) Metrics, die bei der graphischen Analyse des Korrelationsdiagrammes eine deutlich steigende oder fallende Tendenz mit der Degradation erkennen ließen und (3) Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben, u. a. durch ihre hohe Akzeptanz bei den Anwendern.

Basierend auf den Ergebnissen der Korrelationsanalysen und der Metric-Auswahl für die Kerntypen, wurden möglichst ähnliche Kandidatenmetrics für die weiteren Fließgewässertypen ausgewählt.

⁶ Der projektbegleitende Beirat, der sich aus Mitgliedern des zuständigen Arbeitskreises „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zusammensetzt, wurde im Laufe des vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens zur „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“ (FKZ 202 24 223) ins Leben gerufen und hatte zur Aufgabe, (1) die Verfahrensentwicklung fachlich zu begleiten und (2) die anwendungsorientiert ausgerichteten Interessen der Wasserwirtschaft in den einzelnen Bundesländern zu vertreten.

2.7. Identifikation der Core Metrics

Verschiedene Metrics können nicht direkt miteinander verrechnet werden, da sie meist unterschiedlich skaliert sind: Der Metric „Anzahl Plecoptera-Arten“ kann Werte von 0-n annehmen, der Metric „Anteil Zerkleinerer [%]“ Werte von 0-100 und der „Fauna-Index“ Werte von –2 bis +2. Um diese verschiedenen Skalierungen vergleichbar zu machen, wurden alle Werte normiert, indem sie in einen „Score“ von 0 (niedrigster Wert) bis 1 (höchster Wert) umgerechnet wurden. Diese stufenlose Umrechnung folgt dem Vorschlag von Blocksom (2003) und nicht dem von Barbour et al. (1999) und Karr & Chu (1999), die die Metric-Werte in Stufen von 5, 4, 3, 2 und 1 umgerechnet haben. Um die Normierung durchführen zu können, mussten zunächst die Werte ermittelt werden, bei denen ein Metric den Score 1 und 0 annimmt. Diese Werte werden als „oberer Ankerpunkt“ und „unterer Ankerpunkt“ bezeichnet und entsprechen den Metric-Werten im Referenzzustand bzw. im denkbar schlechtesten Zustand.

Die Ankerpunkte wurden für jeden Kandidatenmetric und jeden Gewässertyp separat ermittelt. Dazu wurden drei verschiedene Verfahren angewandt:

- Aus den Werten des Kandidatenmetrics für alle Probenahmen eines Gewässertyps wurde das 95 %-Perzentil (= oberer Ankerpunkt) und das 5 %-Perzentil (= unterer Ankerpunkt) ermittelt. Dieses Verfahren liefert dann plausible Ergebnisse, wenn der Datenbestand sowohl referenznahe als auch stark degradierte Abschnitte enthält und die Daten, bezogen auf den Stressor, einen Gradienten bilden.
- Wenn Daten zu referenznahen oder stark degradierten Probestellen fehlten, wurden die Werte des Kandidatenmetrics für alle Probestellen eines Typs gegen den Nutzungsindex (vgl. Kapitel 2.5) und den Strukturindex (s. u.) korreliert. Die Ankerpunkte ergaben sich durch Extrapolierung der Ausgleichsgeraden auf den Wert eines „sehr guten“ bzw. „schlechten“ Nutzungs- oder Strukturindex.
- Die mit beiden Verfahren gewonnenen Werte wurden abschließend auf Grundlage von Expertenwissen korrigiert.

Mit Hilfe der Ankerpunkte und folgender Formel kann jeder Metric-Wert in den Score von 0-1 umgerechnet werden:

$$\text{Score} = \text{Metric-Wert} - \text{unterer Ankerpunkt} / \text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}$$

Metric-Werte > 1 werden „= 1“ und Metric-Werte < 0 werden „= 0“ gesetzt.

Der multimetrische Index errechnet sich aus dem arithmetischen Mittel der normierten Metric-Werte.

Im Folgenden wurden alternative Metric-Kombinationen getestet, um für jeden Gewässertyp den am besten geeigneten multimetrischen Index auszuwählen. Grundlage hierfür waren die Kandidatenmetrics, die je Gewässertyp und multimetrischer Index-Variante auf fünf bis sechs mögliche Core Metrics reduziert wurden: je ein Metric der Metric-Typen „Zusammensetzung/-Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“ und „Toleranz“ sowie zwei bis drei „funktionale Metrics“. Darüber hinaus wurde angestrebt, für ähnliche Gewässertypen (z. B. alle Mittelgebirgs-

bäche) möglichst die gleiche Metric-Kombination auszuwählen. Die Kandidatenmetrics wurden je Gewässertyp auf Autokorrelation getestet und stark miteinander korrelierende Metrics ($r > 0,8$) nicht für dieselbe multimetrische Index-Variante verwendet.

Ähnlich wie die Nutzungsvariablen zu einem Index verrechnet wurden (vgl. Kapitel 2.5), wurde auch aus den hydromorphologischen Parametern der Vor-Ort-Kartierung ein Strukturindex abgeleitet. Analog zur Verfahrensbeschreibung der LAWA (2000) erhielt jede Ausprägung eines für eine bestimmte Typengruppe identifizierten Parameters einen Wert zwischen 1 (natürlicher Zustand) und 7 (völlig überformter Zustand) zugeordnet. Für die Parameter, die gemäß der Verfahrensbeschreibung einer Gruppe (z. B. Laufentwicklung) zugeordnet sind, wurde jeweils der Mittelwert berechnet. Die so errechneten Mittelwerte wurden abschließend zum (typgruppenspezifischen) Strukturindex verrechnet. Dieser Index wurde gemäß der Einteilung der EG-WRRL wie folgt in fünf Klassen überführt: $< 2,51$ = high, $< 3,51$ = good, $< 4,51$ = moderate, $< 5,51$ = poor, $\geq 5,51$ = bad.

Die alternativen multimetrischen Indizes wurden gegen die Nutzungs- und Strukturindizes korreliert und der Index mit den höchsten Korrelationskoeffizienten ausgewählt – vorausgesetzt, er lieferte auch für ähnliche Gewässertypen sinnvolle Ergebnisse.

Sowohl für die einzelnen Metrics als auch für die multimetrischen Indizes wurden abschließend die Grenzen der ökologischen Zustandsklassen festgelegt. Dies erfolgte einheitlich, da typspezifische Unterschiede bereits über die Festlegung der Ankerpunkte abgefangen worden waren:

sehr gut $\geq 0,8$ > gut $\geq 0,6$ > mäßig $\geq 0,4$ > unbefriedigend $\geq 0,2$ > schlecht.

Eine Ausnahme bilden hier in Bearbeitungsphase I lediglich die Typen 11 und 12 (vgl. hierzu Kapitel 3.2.2).

Die Identifikation der Core Metrics in Bearbeitungsphase III wurde um folgende Schritte ergänzt:

- Neben den 95 %- und 5 %-Perzentilen wurden auch die 90 %- und 10 %-Perzentile berechnet und in die Ableitung der Ankerpunkte einbezogen.
- Im Anschluss an die Auswahl der Kandidatenmetrics wurde für jeden Fließgewässertyp ein Rechenmodul in MS Excel erstellt, so dass eine Überprüfung der alternativen Metric-Kombinationen auch durch die Bundesländer mit eigenen Daten stattfinden konnte⁷.

⁷ Da die Weiterentwicklung und Überarbeitung der Fauna-Indizes zum Zeitpunkt der Erstellung der Rechenmodule noch nicht abgeschlossen war, wurde die Überprüfung der Index-Varianten mit den „alten“ Fauna-Indizes durchgeführt.

2.8. Praxistest

Der erste Entwurf des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ in Bearbeitungsphase I wurde mit einem umfangreichen, teilweise aber heterogenen Datensatz entwickelt. Während für manche Gewässertypen (z. B. 5, 9 und 14) die Entwicklung anhand sehr umfangreicher Daten erfolgte, standen für andere Gewässertypen (z. B. 2, 11 und 18) nur begrenzt Daten zur Verfügung (vgl. Kapitel 3). Für den Praxistest des Moduls konnten Datensätze aus zwei unterschiedlichen Quellen herangezogen und ausgewertet werden: (1) Daten aus dem Forschungsvorhaben „Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zu Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos)“⁸ (im Folgenden = „Bundesweiter Praxistest“) und (2) Daten, die im Jahr 2004 von den Bundesländern erhoben wurden (im Folgenden = „Länderpraxistests“).

2.8.1. Daten aus dem „Bundesweiten Praxistest“

In den „Bundesweiten Praxistest“ wurden 150 Probestellen einbezogen, von denen 136 mit Hilfe des „Multi-Habitat-Sampling“-Ansatzes beprobt werden konnten. Dabei wurden alle in Deutschland vorkommenden Gewässertypen (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) berücksichtigt und die Probestellen anteilig auf die Bundesländer verteilt. Einen genauen Überblick über die angewandte Probenahmemethodik, die beprobten Gewässer sowie die Standorte der Probestellen liefert der Abschlussbericht des Forschungsvorhabens (Haase et al. 2004).

Der erste Validierungsschritt wurde wie folgt vorgenommen:

Falls im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ an mehr als fünf Gewässern eines Typs Proben genommen worden waren, wurden die Bewertungsergebnisse und die expertenbasierte Voreinstufung der Bearbeiter vor Ort einer Korrelationsanalyse unterzogen (Spearman Rangkorrelationen). Diese Analysen umfassten sowohl das Gesamtergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ als auch die Ergebnisse der einzelnen Core Metrics. Falls nur fünf oder weniger Stellen beprobt worden waren, wurden die Ergebnisse des Moduls und der Core Metrics sowie die Voreinstufungen der Bearbeiter für jede Probestelle gegenübergestellt und diskutiert. Die Berechnung des Bewertungsergebnisses und der Metrics erfolgte mit dem „AQEM European stream assessment program“ (Version 2.3). Für alle Analysen, mit Ausnahme der Typen 11 und 12 (hier erschien die „Voreinstufung Länder“ plausibler), wurden die Voreinstufungen der Bearbeiter berücksichtigt, da sie länderübergreifend nach derselben Methode durchgeführt wurden, während die Voreinstufungen der Länder einer gewissen Variabilität unterworfen waren.

2.8.2. Daten aus den „Länderpraxistests“

Neben dem „Bundesweiten Praxistest“ wurden in zahlreichen Bundesländern eigene Praxistests („Länderpraxistests“) durchgeführt und das nach Bearbeitungsphase I vorgelegte Bewertungsverfahren an den jeweils relevanten Gewässertypen getestet.

Auch aus diesen Ergebnissen können, mit Hilfe eines zweiten Validierungsschrittes, Aussagen hinsichtlich der Funktionalität des Bewertungsverfahrens gemacht werden:

⁸ Gefördert durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, FKZ O 3.04

Die vorwiegend in textlicher Form übermittelten Rückmeldungen aus Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen (Wupperverband) und Schleswig-Holstein konnten typspezifisch ausgewertet und in tabellarischer Form zusammengefasst werden.

Weitergehende Auswertungen wurden mit den Daten des „Länderpraxistests“ „A“ vorgenommen, der aus datenschutzrechtlichen Gründen anonym behandelt wird. Hier lag, neben der Bewertung auf Grundlage des in Bearbeitungsphase I entwickelten Verfahrens, eine gutachterliche Bewertung des ökologischen Zustands der 100 beprobten Gewässerabschnitte vor und das Vorgehen bei der Probenahme und Bewertung war sehr homogen. Für die vergleichsweise großen Datensätze zu den Typen 5 und 9 (48 bzw. 25 Probestellen) wurden die Bewertungsergebnisse in Form der Scores von 0-1 und die gutachterliche Bewertung („Bewertung Gutachter“) Korrelationsanalysen unterzogen (Spearman Rangkorrelationen). Diese Analysen umfassten sowohl das Gesamtergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ als auch die Ergebnisse der einzelnen Core Metrics. Ausgeschlossen wurden Probenahmen mit einem Saprobienindex von mäßig oder schlechter. Mit dieser weitergehenden Auswertung wurden zwei Ziele verfolgt: (1) weitere Hinweise auf die Funktionalität des Verfahrensentwurfes zu bekommen und (2) die Anmerkungen und Kritik der Anwender anhand dieses ausgewählten Datensatzes exemplarisch zu evaluieren.

3. ENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSMODULS „ALLGEMEINE DEGRADATION“ (BEARBEITUNGSPHASE I)

3.1. Auswahl der Nutzungs- und Strukturparameter, Korrelationsanalysen und Identifikation der Kandidatenmetrics

3.1.1. Ergebnisse

Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter (nach Meier et al. 2006)

Die Ergebnisse des Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS) zeigen für die Analyse der Typen 9, 9.1 und 9.2 einen Gradienten, der vor allem von den Anteilen an Siedlungsfläche, Ackerfläche, Grünland und Wald beschrieben wird (Abbildung 2).

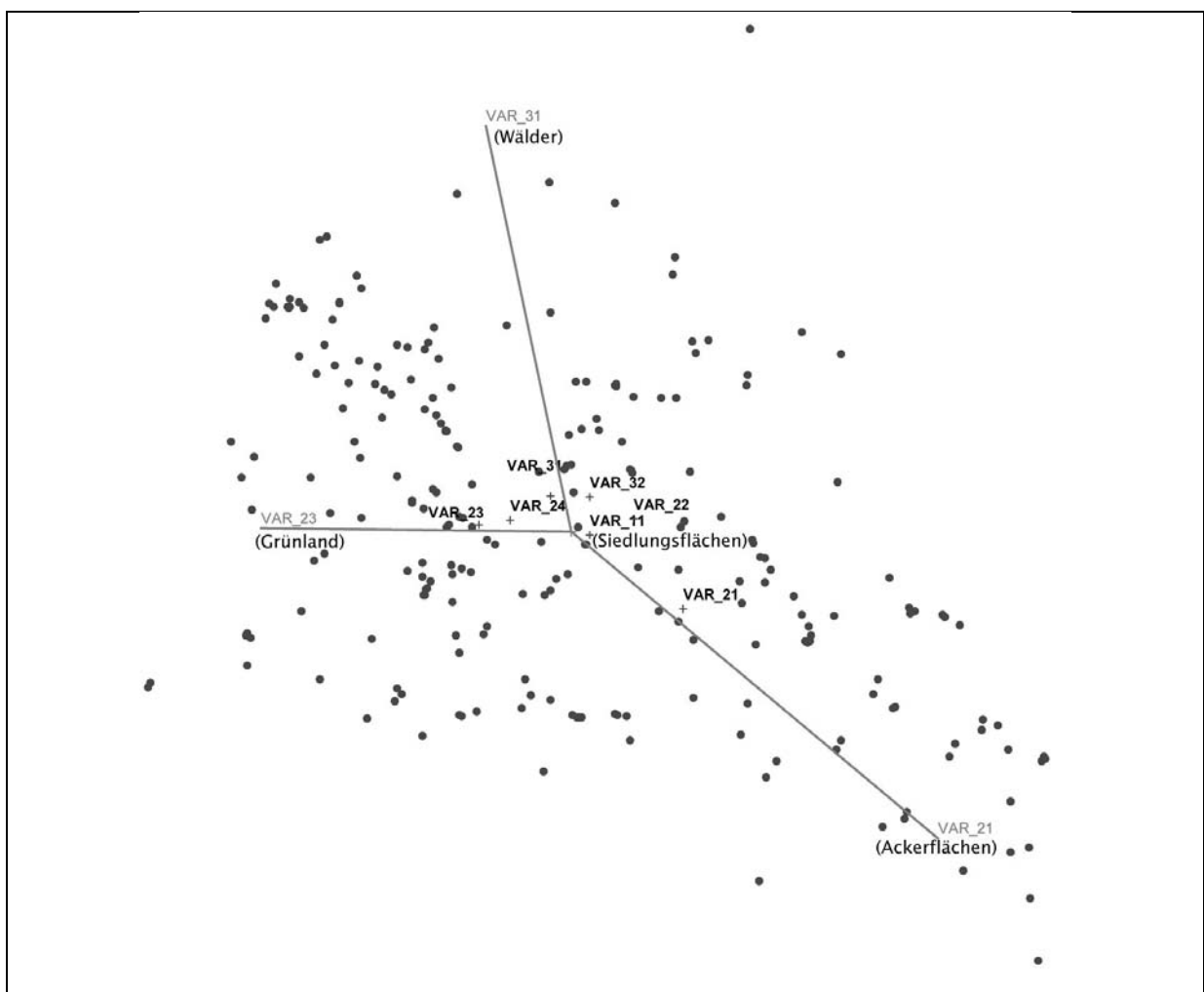


Abbildung 2: NMS-Linien-Ordinationsplot für zehn Variablen und 240 Datensätze der Typen 9, 9.1 und 9.2. Die Linien entsprechen der Richtung der Korrelation (Pearson) der Variablen, wobei hier nur Variablen dargestellt sind, deren resultierendes $r^2 > 0,7$ ist. Stress: 8,03, Erklärungsanteil Achse 1: 60,7 %, Achse 2: 12,7 %.

Wie beispielhaft für die Mittelgebirgsflüsse der Typen 9-9.2 dargestellt, zeigen bei der Mehrzahl der analysierten Typengruppen vier Nutzungsarten(gruppen) einen klaren Gradienten

innerhalb des Datensatzes: der Anteil an Siedlungsfläche, der Anteil an Ackerflächen, der Anteil an Grünland sowie der Waldanteil (Tabelle 3). Diese vier Parameter wurden, zusammen mit dem Nutzungsindex als Kombination aus drei der vier Einzelparameter (Anteile Siedlungsfläche, Ackerfläche und Grünland), als unabhängige Variablen für alle Korrelationsanalysen verwendet.

Tabelle 3: Landnutzungsparameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der Landnutzungsdaten im Einzugsgebiet; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Bodennutzung im Einzugsgebiet		Gewässertyp				
		2, 3	5, 5.1	9, 9.1, 9.2	14, 16	15, 17
		n = 36	n = 420	n = 240	n = 91	n = 101
1.1 (Siedlungsflächen)	1. Achse	-0,40	-0,45	0,23	-0,15	-0,23
	2. Achse	-0,40	0,37	-0,65	-0,23	-0,36
2.1 (Ackerflächen)	1. Achse	-0,90	-0,48	0,89	0,48	0,61
	2. Achse	-0,20	0,83	-0,81	-0,80	-0,82
2.3 (Grünland)	1. Achse	0,16	-0,55	-0,82	-0,97	-0,89
	2. Achse	0,95	-0,74	0,47	0,18	-0,03
3.1 (Wälder)	1. Achse	0,71	0,88	-0,43	0,41	0,06
	2. Achse	-0,70	0,56	0,93	-0,92	-0,97

Für die Typengruppen des Mittelgebirges und des Tieflands wurden unterschiedliche hydro-morphologische Parameter der Vor-Ort-Kartierung ausgewählt.

Die Ergebnisse der NMS zeigen für die Analyse der Typen 5 und 5.1 einen Gradienten entlang der 1. Achse, der u. a. von den Parametern Laufform, Strömungsdiversität, Substratdiversität und den besonderen Sohl- bzw. Uferstrukturen beschrieben wird und einen sehr hohen Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz im Datensatz (ca. 75 %) hat (Abbildung 3).

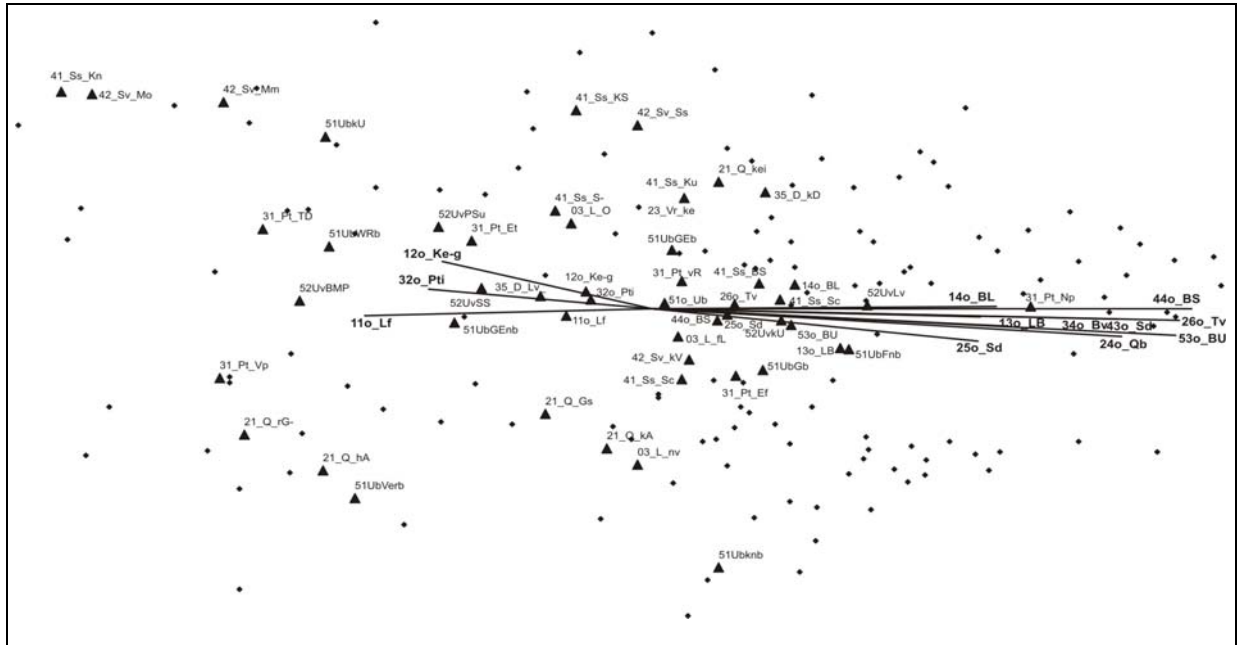


Abbildung 3: NMS-Linien-Ordinationsplot für 61 binär und ordinal skalierte Variablen und 158 Datensätze der Typen 5 und 5.1. Die Linien entsprechen der Richtung der Korrelation (Pearson) der Variablen, wobei hier nur Variablen dargestellt sind, deren resultierendes $r^2 > 0,5$ ist.

Stress: 18,4, Erklärungsanteil Achse 1: 73,3 %, Achse 2: 12,0 %.

Die Analyse der Daten ergab für die weiteren Gewässertypen des Mittelgebirges jeweils sehr ähnliche Strukturparameter, die für die Korrelationsanalysen mit den Metric-Ergebnissen geeignet sind. Es handelt sich insbesondere um Parameter, die die Beschaffenheit des Ufers und der Gewässersohle beschreiben.

Die Ergebnisse der NMS für die Analyse der Typen 14 und 16 basieren auf vergleichsweise wenig Datensätzen und zeigen einen Gradienten zu den ersten beiden Achsen, deren Erklärungsanteil annähernd gleich hoch ist (43 bzw. 51 %) (Abbildung 4). Beschrieben wird der Gradient u. a. von den Parametern Profiltyp: Trapez-/Doppeltrapezprofil, Laufform sowie den besonderen Sohl-, Ufer- bzw. Laufstrukturen.

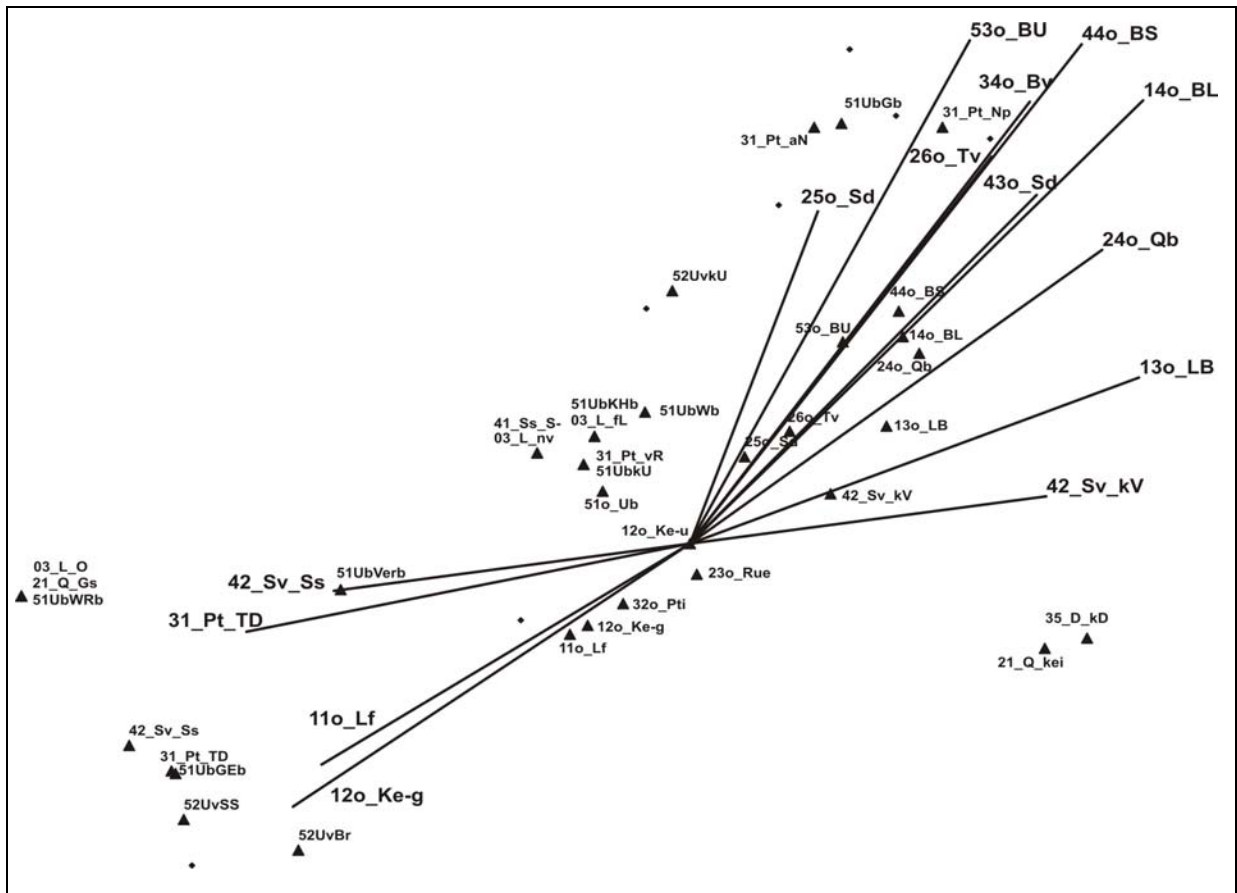


Abbildung 4: NMS-Linien-Ordinationsplot für 37 binär und ordinal skalierte Variablen und 15 Datensätze der Typen 14 und 16. Die Linien entsprechen der Richtung der Korrelation (Pearson) der Variablen, wobei hier nur Variablen dargestellt sind, deren resultierendes $r^2 > 0,7$ ist.

Stress: 7,8, Erklärungsanteil Achse 1: 42,8 %, Achse 2: 50,7 %.

Nach der Analyse der anderen Typengruppen des Tieflands ergab sich im Unterschied zum Mittelgebirge kein einheitliches „Set“ an Parametern für alle Typen; hier wurde zwischen den Typengruppen unterschieden. Relevant für alle Typengruppen waren jedoch auch hier Parameter, die die Ausprägung der Sohle beschreiben.

Die Tabelle 4 und die Tabelle 5 listen die Parameter, die als unabhängige Variablen für die Korrelationsanalysen ausgewählt wurden.

Tabelle 4: Mittelgebirgsbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Hydromorphologische Parameter (Kürzel)		Gewässertyp		
		5, 5.1	6, 7	9, 9.1, 9.2
		n = 163	n = 22	n = 70
Laufform (11o_Lf)	1. Achse	-0,62	<i>0,02</i>	0,25
	2. Achse	-0,10	<i>0,67</i>	-0,51
Längsbänke (13o_LB)	1. Achse	0,66	<i>0,41</i>	0,66
	2. Achse	-0,11	-0,67	-0,39
Besondere Laufstrukturen (z.B. Laufweitung/-gabelung/-verengung, Sturzbaum, Treibholzansammlung) (14o_BL)	1. Achse	0,68	-0,21	0,51
	2. Achse	0,05	-0,68	-0,42
Tiefenvarianz (26o_Tv)	1. Achse	0,84	-0,34	0,79
	2. Achse	-0,13	-0,79	-0,34
Querbänke (24o_Qb)	1. Achse	0,79	0,04	
	2. Achse	-0,20	-0,76	
Strömungsdiversität (25o_Sd)	1. Achse	0,66	0,12	0,71
	2. Achse	-0,22	-0,79	-0,30
Profiltyp: Trapez, Doppeltrapez (31_Pt_TDt)	1. Achse		-0,52	-0,33
	2. Achse		<i>0,24</i>	-0,63
Profiltiefe (32o_Pti)	1. Achse	-0,55	-0,12	-0,58
	2. Achse	0,17	<i>0,56</i>	<i>0,41</i>
Breitenvarianz (34o_Bv)	1. Achse	0,69	0,22	0,42
	2. Achse	-0,16	-0,84	-0,53
Substratdiversität (43o_Sd)	1. Achse	0,79	-0,25	0,61
	2. Achse	-0,12	-0,69	-0,54
Besondere Sohlstrukturen (z.B. Schnellen, Stillwasserpools, Totholz) (44o_BS)	1. Achse	0,85	-0,39	0,86
	2. Achse	0,00	-0,53	-0,44
Uferverbau: Steinschüttung/Steinwurf (52UvSS)	1. Achse			-0,15
	2. Achse			-0,60
Besondere Uferstrukturen (z.B. Prallbaum, Holzansammlung) (53o_BU)	1. Achse	0,84	0,02	0,51
	2. Achse	-0,20	-0,75	-0,68

Tabelle 5: Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe

Hydromorphologische Parameter (Kürzel)		Gewässertyp		
		11, 19	12, 15, 17	14, 16
		n = 21	n = 29	n = 15
Gewässerlage: freie Landschaft (03_L_nv)	1. Achse		0,90	
	2. Achse		-0,17	
Laufform (11o_Lf)	1. Achse	0,58	-0,29	-0,74
	2. Achse	0,09	-0,54	-0,59
Längsbänke (13o_LB)	1. Achse	-0,46		0,81
	2. Achse	-0,61		0,51
Besondere Laufstrukturen (z.B. Laufweitung/-gabelung/-verengung, Sturzbaum, Treibholzansammlung) (14o_BL)	1. Achse	-0,70	-0,09	0,82
	2. Achse	-0,50	0,82	0,84
Rückstau (23o_Rue)	1. Achse	0,26		
	2. Achse	0,53		
Querbänke (24o_Qb)	1. Achse			0,78
	2. Achse			0,68
Querbauwerke (21_Q)	1. Achse	-0,62		
	2. Achse	-0,03		
Strömungsdiversität (25o_Sd)	1. Achse		-0,01	0,44
	2. Achse		0,76	0,73
Profiltyp: Trapez, Doppeltrapez (31_Pt_TDt)	1. Achse	0,73	0,23	-0,81
	2. Achse	-0,02	-0,53	-0,38
Profiltiefe (32o_Pti)	1. Achse			-0,51
	2. Achse			-0,47
Breitenvarianz (34o_Bv)	1. Achse			0,71
	2. Achse			0,84
Sohlenverbau: Steinschüttung (42_Sv_Ssch)	1. Achse			-0,73
	2. Achse			-0,28
Substratdiversität (43o_Sd)	1. Achse	-0,57	0,28	0,72
	2. Achse	-0,40	0,71	0,74
Besondere Sohlstrukturen (z.B. Schnellen, Stillwasserpools, Totholz) (44o_BS)	1. Achse	-0,65	0,25	0,76
	2. Achse	-0,54	0,89	0,89
Uferbewuchs (51o_Ub)	1. Achse	-0,60	0,91	
	2. Achse	-0,20	-0,09	
Uferbewuchs: Verbau (51UbVerb)	1. Achse		0,39	
	2. Achse		-0,64	
Uferverbau: Steinschüttung/Steinwurf (52UvSS)	1. Achse	0,64		
	2. Achse	0,06		
Besondere Uferstrukturen (z.B. Prallbaum, Holzansammlung) (53o_BU)	1. Achse	-0,66	0,08	
	2. Achse	0,73	0,90	

Die Analyse der Parameter aus dem AQEM site protocol ergab für die Typen(gruppen) 5, 9 sowie 14 und 15 leicht unterschiedliche „Sets“ an Parametern. Parameter, die den hydromorphologischen Gradienten innerhalb des Datensatzes am besten beschreiben, sind die zur Ausprägung der Ufervegetation und zum Anteil organischer Substrate (Tabelle 6).

Tabelle 6: Ausgewählte Mittelgebirgs- und Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typen/Typengruppen, basierend auf dem AQEM site protocol).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Hydromorphologische Parameter		Gewässertyp		
		5	9	14, 15
		n = 57	n = 40	n = 77
Totholz-Räumung	1. Achse	-0,00		
	2. Achse	-0,74		
Beschattung [%]	1. Achse	-0,09	-0,54	-0,75
	2. Achse	0,66	-0,03	0,12
Anzahl Totholzdämme	1. Achse	0,04	-0,65	-0,54
	2. Achse	0,64	-0,06	0,44
Anzahl Holzstämme	1. Achse	-0,14	-0,56	-0,70
	2. Achse	0,50	0,13	0,59
Uferbefestigung: keine Uferbefestigung [%]	1. Achse	0,14		-0,73
	2. Achse	0,82		0,16
Uferbefestigung: Beton [%]	1. Achse		0,33	
	2. Achse		0,50	
Eintiefung [m]	1. Achse	-0,45		
	2. Achse	-0,81		
Punktueller Einleitungen	1. Achse	-0,23		
	2. Achse	-0,75		
Xylal [%]	1. Achse	0,03		-0,76
	2. Achse	0,65		0,09
FPOM [%]	1. Achse	0,11		-0,36
	2. Achse	0,39		-0,33
Seen im Längsverlauf	1. Achse		0,55	
	2. Achse		0,65	
CPOM [%]	1. Achse		-0,50	-0,57
	2. Achse		-0,11	-0,03
Anzahl organische Substrate	1. Achse			-0,58
	2. Achse			0,17
Deiche stromabwärts	1. Achse			0,60
	2. Achse			0,07

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Nutzungsparametern

In Tabelle 7 sind die Metrics zusammengefasst, die bei den einzelnen Gewässertypen am besten mit den Nutzungsparametern korrelieren. Angegeben sind ausschließlich signifikante Korrelationen ($p < 0,05$). Die Korrelationsanalysen konnten für 19 der 20 Typen durchgeführt werden; für Typ 18 war die Datenlage unzureichend. Von den 79 bei den Analysen berücksichtigten Metrics gehören 67 zu denen, die bei mindestens einem der Typen am besten mit den Nutzungsparametern korrelieren.

Von den zehn getesteten Metrics des Typs „Zusammensetzung/Abundanz“ gehört der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT [%] (HK)) bei 13 der 19 Typen zu den

drei höchst korrelierenden. Zudem weist der Metric auch mit den verbleibenden sechs Typen vergleichsweise hohe Korrelationskoeffizienten auf. Der Anteil an Plecoptera (Plecoptera [%] (Ind.)) korreliert insbesondere mit den Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes und mit den Mittelgebirgsbächen sehr hoch. Bei den Mittelgebirgsflüssen gehört der Metric nicht zu den am besten korrelierenden und bei den Tieflandgewässern lediglich bei den Typen 11 (Organisch geprägte Bäche) und 17 (Kiesgeprägte Tieflandflüsse). Der Anteil an Trichoptera (Trichoptera [%] (Ind.)) hingegen konnte ausschließlich bei zwei der drei Mittelgebirgsflüsse (Typen 9.1, 9.2) und sechs Tieflandgewässern (Typen 11, 14, 15, 17, 19, 21) als mit am höchsten korrelierender Metric identifiziert werden. Die Metrics „Plecoptera [%] (Ind.)“ und „Trichoptera [%] (Ind.)“ ergänzen sich in den verschiedenen Gewässertypengruppen.

Unter den 12 getesteten Metrics des Typs „Vielfalt/Diversität“ ist die Anzahl an Plecoptera Taxa (Anzahl Plecoptera) einer der drei am höchsten korrelierenden Metrics in elf der 19 Gewässertypen. Unter den klassischen Diversitätsindizes korreliert der Shannon-Wiener-Index am häufigsten hoch mit den Nutzungsparametern; er ist sechs Mal unter den besten drei Metrics und immer unter den besten fünf.

Die 15 „Toleranz“-Metrics, die in die Analysen einbezogen wurden, lassen sich in zwei Gruppen unterteilen: solche, die typenspezifisch sind und solche, die für bestimmte Typen entwickelt wurden. Aus der ersten Gruppe korrelieren der Rhithron-Typie-Index und der Anteil an xenosaproben Taxa (Xenosaprobe [%] (HK)) bei neun der 19 Typen mit am höchsten. Die Fauna-Indizes, die zur zweiten Gruppe gehören, korrelieren vergleichsweise schlecht mit den Nutzungsparametern.

Unter den 43 funktionalen Metrics, die für die Korrelationsanalysen herangezogen worden waren, korrelieren insbesondere die Kenngrößen zur Längszonierung und zur Strömungspräferenz gut mit den Nutzungsparametern. Der Rheoindex (Rheoindex (HK); Banning 1998) gehört bei vier der 19 Typen zu den am besten korrelierenden Metrics und kann, wie der Rhithron-Typie-Index, bei Fließgewässern unterschiedlicher Typengruppen verwendet werden. Der Anteil an Epirhithral-Besiedlern (Epirhithral [%] (Ind.)) korreliert hoch mit den Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes und den Bächen des Mittelgebirges. Bei den Tieflandtypen sind vor allem die Anteile an den Ernährungstypen geeignete Kenngrößen (Zerkleinerer [%] (Ind.), Weidegänger [%] (Ind.), Sammler [%] (Ind.)).

Bei den Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes (Typen 2, 3 und 4) korrelieren die Metrics häufig am besten mit dem Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet (22 Metrics von insgesamt 39). Gleiches gilt auch für Typ 6 (Mittelgebirgsbäche); hier korrelieren elf der 12 Metrics mit dem Anteil an Ackerflächen. Bei den anderen Mittelgebirgsbächen (Typen 5, 5.1 und 7) erklärt vor allem der Anteil an Wald im Einzugsgebiet den Wert der Metrics (19 Metrics von insgesamt 36). Bei den Mittelgebirgsflüssen und den Fließgewässern in Tiefland sind es die Anteile an Siedlungsflächen (elf von 36 bzw. 55 von 108 Metrics) und Wald (16 von 36 bzw. 25 von 108 Metrics) mit denen die Metrics am besten korrelieren.

Tabelle 7: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).
r = Korrelationskoeffizient, Pa = Bodennutzungsparameter, A = Ackerflächen, W = Wälder, G = Grünland, S = Siedlungsflächen, I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Typ 2		Typ 3		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 15_groß		Typ 16		Typ 17		Typ 19		Typ 21	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz																																						
Hirudinea [%] (Ind.)	0,64	W			0,82	A	0,55	W	0,25	G	0,44	A												0,40	G					0,39	W			0,41	W			
Crustacea [%] (Ind.)			0,50	A	0,75	A								0,45	A	0,50	W							0,30	S	0,31	G											
Ephemeroptera [%] (Ind.)	0,73	A							0,29	W											0,87	S	0,80	G						0,41	S							
Plecoptera [%] (Ind.)	0,82	A	0,44	S	0,73	A	0,61	W	0,52	G	0,59	A	0,42	W							0,60	A										0,72	W					
Trichoptera [%] (Ind.)																0,51	S	0,43	S	0,62	G				0,37	S	0,47	S				0,80	S	0,40	S	0,47	I	
Coleoptera [%] (Ind.)							0,56	A																														
EPT [%] (Ind.)																																					0,54	I
EPT [%] (HK)			0,45	S	0,75	I					0,54	A	0,50	W	0,46	W	0,50	W	0,43	S			0,69	G			0,40	S	0,85	S	0,51	S	0,76	S			0,48	I
EPTCBO [%] (Ind.)												0,46	W	0,39	W			0,48	S			0,74	S											0,35	S			
Vielfalt / Diversität																																						
Anzahl Hirudinea					0,86	A	0,54	W					0,46	S			0,46	W												0,39	W							
Anzahl Crustacea					0,73	I							0,54	S	0,38	A			0,42	S			0,76	A														
Anzahl Ephemeroptera	0,70	A																			0,87	S	0,85	G														
Anzahl Plecoptera	0,83	A	0,56	I	0,78	I	0,52	A	0,33	G	0,61	A					0,49	W			0,70	G	0,68	S	0,38	W							0,77	W				
Anzahl Trichoptera									0,36	I																	0,58	S	0,83	S	0,38	W	0,65	S	0,67	S	0,46	I
Anzahl Coleoptera	0,68	A																							0,40	S												
Anzahl EPT-Taxa									0,34	I	0,58	A		0,42	W												0,51	S		0,44	W					0,53	I	
Anzahl EPTCBO-Taxa						0,44	A			0,58	A	0,42	W	0,32	S												0,51	S						0,63	S	0,47	I	
Margalef-Index																											0,55	S							0,61	S		
Simpson-Index			0,56	S														0,48	S						0,43	S						0,69	S					
Shannon-Wiener-Index			0,52	S													0,46	S	0,46	S	0,42	G							0,81	S			0,69	S				

	Typ 2		Typ 3		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 15_groß		Typ 16		Typ 17		Typ 19		Typ 21		
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	
Toleranz																																							
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5							0,59	A					0,57	S																									
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9																											0,64	S											
Fauna-Index organische Bäche Typ 11																						0,66	A																
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14																															0,35	W					0,36	W	
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15																								0,80	A			0,57	S	0,62	S			0,78	S			0,46	W
Benthosindex Rhithral	0,80	A	0,50	W	0,74	W											0,44	S	0,73	A																0,59	W		
Benthosindex Potamal																																				0,57	S		
Benthosindex Rhit. & Pot.			0,50	W										0,48	W								0,82	S							0,35	W	0,60	G					
Rhithron-Typie-Index	0,82	A								0,48	A			0,51	W	0,43	A					0,62	W	0,86	G			0,61	S			0,37	W			0,49	W		
PSM-Index nach Liess								0,54	G	0,56	A						0,48	W	0,24	I						0,29	W						0,61	W					
Oligosaprobe [%] (Ind.)					0,76	A							0,50	W										0,92	S			0,67	S			0,52	A						
Oligosaprobe [%] (HK)	0,78	A																																					
Xenosaprobe [%] (Ind.)			0,50	S			0,58	W	0,52	W																	0,43	S											
Xenosaprobe [%] (HK)	0,78	A			0,80	A	0,63	W	0,53	I	0,51	A	0,57	W	0,51	W			0,36	W							0,43	S											
Funktionale Metrics																																							
Hypocrenal [%] (Ind.)			0,52	A			0,59	W																															
Epirhithral [%] (Ind.)	0,78	A			0,80	I			0,46	W	0,39	A																									0,42	W	
Metarhithral [%] (Ind.)																												0,58	S										
Hyporhithral [%] (Ind.)									0,63	W																			0,62	S									
Epipotamal [%] (Ind.)					0,79	A													0,43	G																			
Metapotamal [%] (Ind.)														0,58	W																								
Hypopotamal [%] (Ind.)							0,61	A																															
Litoral [%] (Ind.)																												0,58	S	0,42	A								

[illegible]

	Typ 2		Typ 3		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 15_groß		Typ 16		Typ 17		Typ 19		Typ 21	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Räuber [%] (Ind.)																																	0,77	S				
RETI (Ind.)																									0,43	S			0,50	G	0,66	W	0,89	W				

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Strukturparametern

Korrelationsanalysen zwischen den 79 Metrics und den Strukturparametern der Vor-Ort-Kartierung konnten für 12 der 20 Gewässertypen durchgeführt werden (Tabelle 8). Für die Analysen mit den Parametern aus dem AQEM site protocol konnten vier Typen herangezogen werden (Tabelle 9). Die Analysen mit den Strukturparametern führen zu vergleichbaren Ergebnissen wie die Analysen mit den Nutzungsparametern, wobei dennoch kleinere Unterschiede auffallen.

Die Metrics „EPT [%] (Ind.)“ und „Plecoptera [%] (Ind.)“ korrelieren unter den Metrics des Typs „Zusammensetzung/Abundanz“ in der Regel am höchsten mit den Parametern der „Vor-Ort-Kartierung“ der LAWA. Der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera ist mit Ausnahme der Typen 1 (Fließgewässer der Alpen), 4 (Große Flüsse des Alpenvorlandes) und 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) unter den drei am besten korrelierenden Metrics. Der Anteil an Plecoptera zählt bei sieben der 12 Typen zu den geeigneten Metrics. Der Anteil an Ephemeroptera (Ephemeroptera [%] (Ind.)) korreliert bei den meisten Mittelgebirgsbächen sehr gut mit den Strukturparametern. –Ein Unterschied zu den Analysen mit den Nutzungsparametern. Die Analyse mit den detaillierteren Parametern des AQEM site protocols führt zu vergleichbaren Ergebnissen: der Metric „Ephemeroptera - [%] (Ind.)“ ist bei allen vier Typen unter den drei Metrics, die am besten korrelieren, bei dem Anteil an Plecoptera (Plecoptera [%] (Ind.)) ist dies bei drei der vier Typen der Fall.

Unter den Metrics des Typs „Vielfalt/Diversität“ ist die Anzahl an Plecoptera-Taxa (Anzahl Plecoptera) einer der drei am höchsten korrelierenden Metrics in sechs der 12 Gewässertypen (Vor-Ort-Kartierung der LAWA). Der Shannon-Wiener-Index, der meist geeigneter scheint als der Margalef- und der Simpson-Index, korreliert hoch mit den Strukturparametern und ist, wie auch bei den Analysen mit den Nutzungsparametern, immer unter den fünf besten Metrics. Die Analysen mit den Parametern des AQEM site protocols belegen die Eignung der Metrics „Anzahl EPT-Taxa“ und „Anzahl EPTCBO-Taxa“, die bei jeweils drei der vier Typen zu den drei am besten korrelierenden Metrics gehören.

Die Korrelationen zwischen den Parametern der Vor-Ort-Kartierung und den „Toleranz“-Metrics zeigen, verglichen mit den Analysen unter Berücksichtigung der Nutzungsparameter, ein vergleichsweise heterogenes Bild. Der Rhithron-Typie-Index gehört nur bei vier der 12 Gewässertypen zu den am besten korrelierenden Metrics, während die Fauna-Indizes sich durchweg als sehr geeignet zeigen. Bezieht man die Analysen mit den AQEM site protocol Parametern ein, bestätigt sich die Eignung der Fauna-Indizes: Der typspezifische Fauna-Index gehört immer zu den drei am höchsten korrelierenden „Toleranz“-Metrics.

Bei den Berechnungen zwischen den Parametern der Vor-Ort-Kartierung und den „funktionalen Metrics“ zeigt sich ein ähnlich heterogenes Bild wie bei den Analysen mit den Nutzungsparametern. Mit den Parametern der Vor-Ort-Kartierung und denen des AQEM site protocols korrelieren in der Regel die Kenngrößen zur Längszonierung am besten.

Bei den Fließgewässern der Alpen (Typ 4) korrelieren die Metrics vorwiegend mit dem Parameter „besondere Laufstrukturen“ der Vor-Ort-Kartierung der LAWA (zehn von insgesamt 12 Metrics), der wesentlich durch das Vorhandensein oder Fehlen einer natürlichen

Laufdynamik und –entwicklung beeinflusst wird. Bei den Mittelgebirgsbächen erklären zu einem großen Teil die Parameter „Breitenvarianz“ (16 von insgesamt 48 Metrics) und „Substratdiversität“ (elf von 48 Metrics) den Wert der Metrics. Mit dem Parameter „Breitenvarianz“ korrelieren auch elf der 25 Metrics der Mittelgebirgsflüsse (Typen 9 und 9.1), wohingegen die höchst korrelierenden Metrics der Fließgewässer im Tiefland vorwiegend mit den Parametern „besondere Laufstrukturen“ (neun von 53 Metrics) und „Strömungsdiversität“ (elf von 53 Metrics) korrelieren.

Bei den Analysen unter Berücksichtigung der Strukturparameter des AQEM site protocols zeigt sich ein vergleichsweise heterogenes Bild: Bei den Mittelgebirgsbächen (Typ 5) korrelieren die Metrics insbesondere hoch mit dem Anteil der Beschattung (vier von 12 Metrics), bei den Mittelgebirgsflüssen (Typ 9) und den Bächen und Flüssen im Tiefland (Typen 14 und 15) vor allem mit Parametern, die das Vorkommen von Totholz im untersuchten Gewässerabschnitt beschreiben (Anzahl Totholzdämme und Anzahl Totholzstämmen; 21 von 36 Metrics).

Tabelle 8: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern der Vor-Ort-Kartierung (Verfahrensbeschreibung der LAWA) korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, Uv = Uferverbau, I = Gewässerstrukturgüteindex (nur für Typ 1 verwendet, da hier keine Daten zu den einzelnen Parametern vorlagen), Sd = Strömungsdiversität, BL = Besondere Laufstrukturen, BU = Besondere Uferstrukturen, T = Tiefenvarianz, Bv = Breitenvarianz, P = Profiltyp, St = Substratdiversität, Q = Querbänke, BS = Besondere Sohlstrukturen, Sv = Sohlenverbau, R = Rückstau, LB = Längsbänke, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19		Typ 21	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz																								
Gastropoda [%] (Ind.)																							0,54	T
Hirudinea [%] (Ind.)			0,61	Uv																				
Crustacea [%] (Ind.)	0,65	I									0,38	Sd			0,57	Uv	0,55	BL	0,73	Sd				
Ephemeroptera [%] (Ind.)					0,28	Sd	0,66	Sd	0,69	BU											0,58	St		
Plecoptera [%] (Ind.)	0,27	I	0,68	BL					0,81	BU	0,50	T	0,77	Bv			0,50	Sd	0,60	BL				
Trichoptera [%] (Ind.)			0,67	BL							0,72	BU											0,60	LB
Coleoptera [%] (Ind.)					0,26	Sd																		
EPT [%] (HK)					0,28	Uv	0,65	P	0,75	BU			0,63	BU	0,57	St	0,57	Q	0,39	BL	0,49	Uv	0,51	T
EPTCBO [%] (Ind.)	0,30	I					0,62	Sd					0,63	BU	0,49	Uv					0,51	Uv		
Vielfalt / Diversität																								
Anzahl Hirudinea			0,70	BL																				
Anzahl Crustacea	0,62	I																	0,61	BU	0,57	Uv		
Anzahl Ephemeroptera															0,46	BS	0,50	Sv					0,65	T
Anzahl Plecoptera					0,38	Bv	0,68	BS	0,83	Bv			0,71	Bv	0,47	BU			0,60	BL				
Anzahl Trichoptera									0,86	Sd									0,56	BL			0,54	St
Anzahl Coleoptera					0,38	Bv																		
Anzahl EPT-Taxa	0,56	I							0,80	Sd			0,47	Bv										
Anzahl EPTCBO-Taxa	0,56	I			0,35	Bv							0,50	Bv			0,57	Sv						
Margalef-Index							0,57	St			0,62	BS					0,63	Sd					0,80	T
Simpson-Index			0,74	BL							0,72	BS									0,53	Uv	0,53	T

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19		Typ 21		
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	
Shannon-Wiener-Index			0,74	BL			0,55	Bv			0,73	BS			0,49	BS					0,51	R			
Toleranz																									
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	0,66	I			0,45	Bv					0,47	P													
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9															0,63	St									
Fauna-Index organische Bäche Typ 11																									
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14																	0,71	BL	0,72	BU	0,72	Q			
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15																	0,78	BL			0,63	Q	0,62	LB	
Benthosindex Rhithral																			0,97	BL	0,59	BU			
Benthosindex Potamal															0,77	St									
Benthosindex Rhith. & Pot.			0,86	Q									0,63	Bv	0,61	St	0,65	Sd							
Rhithron-Typie-Index			0,82	BL			0,65	P			0,57	Bv	0,66	Bv											
PSM-Index nach Liess							0,57	BU	0,83	Bv															
Oligosaprobe [%] (Ind.)					0,39	Bv																	0,61	Sd	
Oligosaprobe [%] (HK)			0,84	BL					0,79	Bv			0,68	Bv					0,72	BU					
Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,65	I																							
Xenosaprobe [%] (HK)	0,60	I			0,37	Bv	0,49	T	0,82	Bv	0,49	Q											0,72	Sd	
Funktionale Metrics																									
Hypocrenal [%] (Ind.)					0,36	Bv											0,63	Sd							
Epirhithral [%] (Ind.)	0,66	I	0,83	BL									0,71	Bv											
Metarhithral [%] (Ind.)													0,62	Bv					0,57	BU	0,62	Q	0,61	Sd	
Hyporhithral [%] (Ind.)					0,40	Sd																	0,60	Sd	
Epipotamal [%] (Ind.)			0,82	BL	0,33	Sd																		0,59	P
Metapotamal [%] (Ind.)			0,82	BL									0,66	Bv										0,62	T
Hypopotamal [%] (Ind.)																									
Litoral [%] (Ind.)																								0,73	LB
Crenal total [%] (Ind.)							0,79	St			0,69	Q													
Rhithral total [%] (Ind.)																									
Potamal total [%] (Ind.)																					0,60	Q			
limno- bis rheophil [%] (Ind.)																									

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19		Typ 21	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)											0,73	BL												
rheo- bis limnophil [%] (HK)																								
rheophil [%] (HK)																							0,58	T
rheobiont [%] (Ind.)							0,79	St							0,56	Uv								
rheobiont [%] (HK)															0,54	Uv								
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)																	0,57	Sd						
Rheoindex (Ind.)																					0,59	Uv		
Rheoindex (HK)									0,83	Sd														
Strömungspräferenzenindex (HK)									0,81	Sd														
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)																			0,73	BL				
Psammal [%] (Ind.)																								
Akal [%] (Ind.)									0,81	Bv					0,54	BS								
Lithal [%] (HK)	0,68	I																						
Phytal [%] (Ind.)																							0,62	P
POM [%] (Ind.)							0,75	Bv																
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)																								
Weidegänger u. Abkratzer [%] (Ind.)											0,67	Bv					0,60	Pt						
Zerkleinerer [%] (Ind.)																			0,73	Sd				
Sammler [%] (Ind.)	0,70	I																						
Passive Filtrierer [%] (Ind.)																								
Räuber [%] (Ind.)																								
RETI (Ind.)															0,57	Bv								

Tabelle 9: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern des AQEM site protocols korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, a25 = Seen im Längsverlauf, a59 = Deiche stromabwärts, a69 = Beschattung, a74 = Anzahl Totholzdämme, a75 = Anzahl Holzstämme, a79 = Uferbefestigung, a87 = Eintiefung, a92 = Befestigungen im Längsverlauf an der Probestelle, a97 = Einleitungen, a104 = biotische Mikrohabitate, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

Metric-Typ / Metric	Typ 5		Typ 9		Typ 14		Typ 15	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz								
Hirudinea [%] (Ind.)								
Crustacea [%] (Ind.)	0,44	a97			0,56	a75		
Ephemeroptera [%] (Ind.)								
Plecoptera [%] (Ind.)	0,47	a97	0,57	a25	0,60	a69		
Trichoptera [%] (Ind.)							0,83	a75
Coleoptera [%] (Ind.)			0,75	a75				
EPT [%] (HK)	0,62	a87	0,51	a25	0,75	a75	0,70	a92
EPTCBO [%] (Ind.)							0,62	a104
Vielfalt / Diversität								
Anzahl Hirudinea								
Anzahl Crustacea							0,61	a104
Anzahl Ephemeroptera	0,70	a87						
Anzahl Plecoptera					0,60	a69		
Anzahl Trichoptera			0,78	a74			0,63	a92
Anzahl Coleoptera								
Anzahl EPT-Taxa	0,72	a87	0,76	a74	0,58	a75		
Anzahl EPTCBO-Taxa	0,74	a87	0,73	a74	0,50	a59		
Margalef-Index								
Simpson-Index								
Shannon-Wiener-Index							0,59	a104
Toleranz								
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5								
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9			0,63	a25				
Fauna-Index organische Bäche Typ 11								
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14					0,83	a75	0,74	a104
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15					0,77	a75	0,82	a75
Benthosindex Rhithral			0,69	a75				
Benthosindex Potamal								
Benthosindex Rhith. & Pot.							0,70	a79
Rhithron-Typie-Index								
PSM-Index nach Liess								
Oligosaprobe [%] (Ind.)	0,69	a75						
Oligosaprobe [%] (HK)	0,64	a69	0,69	a75	0,69	a75		
Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,61	a69						
Xenosaprobe [%] (HK)								
Funktionale Metrics								
Hypocrenal [%] (Ind.)	0,60	a69						
Epirhithral [%] (Ind.)	0,62	a75						
Metarhithral [%] (Ind.)					0,74	a74		
Hyporhithral [%] (Ind.)					0,76	a75		

Metric-Typ / Metric	Typ 5		Typ 9		Typ 14		Typ 15	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Epipotamal [%] (Ind.)								
Metapotamal [%] (Ind.)			0,63	a25	0,80	a75		
Hypopotamal [%] (Ind.)								
Litoral [%] (Ind.)								
Crenal total [%] (Ind.)			0,63	a25				
Rhithral total [%] (Ind.)								
Potamal total [%] (Ind.)								
limno- bis rheophil [%] (Ind.)								
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)								
rheo- bis limnophil [%] (HK)								
rheobiont [%] (Ind.)							0,80	a75
rheobiont [%] (HK)							0,75	a75
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)								
Rheindex (Ind.)								
Rheindex (HK)			0,66	a75				
Strömungspräferenzenindex (HK)	0,60	a69					0,80	a75
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)								
Psammal [%] (Ind.)								
Akal [%] (Ind.)								
Lithal [%] (HK)								
POM [%] (Ind.)								
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)								
Weidegänger u. Abkratzer [%] (Ind.)								
Zerkleinerer [%] (Ind.)								
Sammler [%] (Ind.)								
Passive Filtrierer [%] (Ind.)								
Räuber [%] (Ind.)								
RETI (Ind.)								

3.1.2. Diskussion

Methodische Aspekte

Das in den Kapiteln 2.1 bis 2.6 beschriebene methodische Vorgehen beinhaltet gewisse Unschärfen, die bei der Diskussion der Ergebnisse und der daraus abgeleiteten Identifikation der Kandidatenmetrics berücksichtigt werden müssen. Die wesentlichen Punkte hierbei sind: (1) die Zuordnung der Probestellen zu einem Gewässertyp, (2) die unterschiedliche Qualität der faunistischen Daten und (3) die stressorenbezogenen Gradienten innerhalb des Datensatzes.

Die Zuordnung der Probestellen zu einem Gewässertyp wurde auf Grundlage der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand: Dezember 2003; Pottgiesser et al. 2004) vorgenommen. Die Typenkarte ist eine generalisierte, linienhafte Darstellung der Fließgewässer mit den zugehörigen Typen. Die der Typenkarte zugrunde liegende Fließgewässertypologie wurde „top-down“ mit Hilfe von Typisierungskriterien wie

der Ökoregion, der Höhenlage, der Gewässergröße und einer differenzierten Geologie bzw. Geomorphologie abgeleitet; die einzelnen Gewässertypen können daher lediglich als „potenziell biozönotisch bedeutsam“ bezeichnet werden. Erste Analysen zur biozönotischen Validierung der Typologie (Lorenz et al. 2004a, Feld 2005) deuten darauf hin, dass ein Teil der „top-down“ abgegrenzten Typen auch „bottom-up“ mit Hilfe von Makrozoobenthosdaten naturnaher Probestellen bestätigt werden kann. Ausnahmen bilden hier die Bäche und Flüsse des Alpenvorlands (Typen 2 und 3), die sich nicht hinreichend von den kleinen Mittelgebirgsflüssen (Typen 9 und 9.1) abtrennen (möglicherweise jedoch aufgrund der unzureichenden Datenbasis) sowie die Bäche im Tiefland (Typen 14, 16 und 19), deren Biozönosen im naturnahen Zustand große Übereinstimmungen aufweisen.

Unschärfen bei Zuordnung der Probestellen zu einem Gewässertyp ergeben sich demnach aus der generalisierten Darstellung und der noch nicht abgeschlossenen biozönotischen Validierung der Fließgewässertypologie.

Die faunistischen Daten sind trotz der eingangs beschriebenen taxonomischen Harmonisierung und der Filterung der Datensätze noch von unterschiedlicher Qualität und das vor allem, da bei vielen Probenahmen Abundanzklassen anstelle von Individuenzahlen ermittelt wurden. Diese Tatsache beeinflusst vor allem die Höhe der Korrelationen. Feld (2004), Lorenz et al. (2004b) und Moog et al. (2004) konnten mit einem kleinen Datensatz, der mit einer einheitlichen Methode erfasst wurde, einen weitaus größeren Zusammenhang zwischen Stressoren und Metrics nachweisen als es im Rahmen der vorliegenden Studie möglich war. Verschiedene Autoren (z. B. Hering et al. 2004b, Ofenböck et al. 2004) heben die generelle Bedeutung von methodisch einheitlich erhobenen Daten für die Entwicklung von Bewertungssystemen hervor. Deutliche Hinweise hierfür konnten auch im Rahmen der vorliegenden Studie ermittelt werden: die Korrelationskoeffizienten zwischen den Metrics und den Parametern des AQEM site protocols sind in der Regel höher als die, die auf die Analysen mit den Parametern der Vor-Ort-Kartierung zurückgehen. Die Daten, für die Parameter des AQEM site protocols zur Verfügung stehen, wurden mit einer einheitlichen Methode erhoben.

Die Auswahl von abiotischen Parametern als unabhängige Variablen für die Korrelationsanalysen beruht auf der Vorgabe, dass die Parameter innerhalb des Datensatzes einen Gradienten bilden. Beinhaltet jedoch der Datensatz nicht das ganze Spektrum an Probestellen, von Referenzstellen bis hin zu stark degradierten Stellen, stellt auch der nachgewiesene Gradient mit großer Wahrscheinlichkeit nur einen Ausschnitt dar. –Eine Tatsache, die die Höhe der Korrelationen beeinflusst.

Identifikation der Kandidatenmetrics

Zentrale Ziele der vorliegenden Arbeit sind der Nachweis, dass mit Hilfe bestimmter Metrics die Auswirkungen anderer Stressoren als der organischen Belastung oder der Versauerung indiziert werden können und die daraus abgeleitete Entwicklung eines Moduls „Allgemeine Degradation“ als Kern eines Bewertungssystems für die deutschen Fließgewässertypen. Das wichtigste Kriterium, ob ein Metric als Kandidatenmetric in Frage kommt, ist die Höhe der Korrelation zu den Auswirkungen der Stressoren „Bodennutzung im Einzugsgebiet“ und

„strukturelle Degradation“. Zudem spielen eine Reihe weiterer Kriterien eine wichtige Rolle bei der Auswahl der Kandidatenmetrics. Diese Kriterien sind weniger wissenschaftlich begründet, sondern berücksichtigen Anforderungen der wasserwirtschaftlichen Praxis an die Bewertung – eine Voraussetzung, um mit dem Verfahren eine möglichst hohe Praxisnähe zu erreichen:

- Gewässertypspezifische Abweichungen sind durch die Vorgaben der EG-WRRL zwar notwendig, es wurde jedoch angestrebt, für die einzelnen Gewässertypengruppen (z. B. die Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“) möglichst vergleichbare Kandidatenlisten zu erstellen.
- Um den Anforderungen der EG-WRRL gerecht zu werden und die unterschiedlichen funktionalen Aspekte der Zönose in die Bewertung einzubeziehen, umfassen die Kandidatenmetrics mindestens je einen Metric der Metric-Typen „Zusammensetzung/-Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“ und „Toleranz“ sowie mehrere „funktionale Metrics“, da letztere verschiedene Bereiche der Zönose widerspiegeln.
- Ein Teil der ausgewählten Metrics sollte mit der Bodennutzung im Einzugsgebiet, der andere mit den Auswirkungen der strukturellen Degradation korrelieren, da die beiden Stressoren Beeinträchtigungen auf unterschiedlichen Ebenen darstellen (Richards et al. 1996, Allan et al. 1997, Richards et al. 1997, Lammert & Allan 1999, Sponseller et al. 2001, Roy et al. 2003, Townsend et al. 2003, 2004, Death & Joy 2004, Rolaufts 2006).
- Für die spätere Bewertung ist es wichtig, dass das Modul „Allgemeine Degradation“ als Kombination aus den abschließend ausgewählten Metrics hoch mit dem Zustand des Gewässers korreliert. Da dies nicht zwingend der Fall ist, wenn die fünf bis sechs Metrics mit den höchsten Korrelationskoeffizienten kombiniert werden, wurde eine größere Anzahl an Kandidaten pro Typ ausgewählt (zwischen sieben und 12), um alternative Metric-Kombinationen testen zu können.

Unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Kriterien und der Ergebnisse der Korrelationsanalysen (Tabelle 7 bis Tabelle 9) wurden die in Tabelle 10 gelisteten Kandidatenmetrics ausgewählt.

Für die Mittelgebirgsflüsse und die Bäche und Flüsse im Tiefland wurde aus der Gruppe der „Zusammensetzung-/Abundanz-Metrics“ der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT [%] (HK)) als Kandidat ausgewählt; der Metric ist hoch mit den Nutzungs- und den hydromorphologischen Parametern korreliert. Für die Mittelgebirgsbäche deckt der Anteil an Plecoptera (Plecoptera [%] (Ind.)) diesen Metric-Typ ab, da er bei allen vier Typen dieser Gruppe zu den am höchsten korrelierenden Metrics zählt. Der Anteil an Crustacea (Crustacea [%] (Ind.)) korreliert als einziger Metric dieses Typs hoch mit dem Strukturindex, der für die Bäche und Flüsse der Alpen (Typ 1) zur Verfügung stand. Für die Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes (Typen 2 bis 4), die Elemente der Fließgewässer der Alpen sowie des Mittelgebirges vereinen, wurden beide Metrics, „Plecoptera [%] (Ind.)“ und „Crustacea [%] (Ind.)“, als Kandidaten ausgewählt.

Bei den Metrics des Typs „Vielfalt/Diversität“ konnten einige hoch korrelierende Metrics nicht berücksichtigt werden, da bereits ähnliche Metrics aus der Gruppe der „Zusammensetzung/ Abundanz-Metrics“ ausgewählt worden waren. Hierzu gehört bei den Mittelgebirgsbächen beispielsweise die Anzahl an Plecoptera (Anzahl Plecoptera), da der Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ schon als Kandidat identifiziert wurde. Der Shannon-Wiener-Index hat sich als weitestgehend geeignet erwiesen und wurde daher für alle Gewässertypen, mit Ausnahme der *Seeausflussgeprägten Fließgewässer* (Typ 21) als Kandidatenmetric ausgewählt. Da für die *Fließgewässer der Alpen* (Typ 1) vergleichsweise wenig abiotische Begleitdaten zu Verfügung standen und die Ergebnisse daher weniger gut abgesichert sind als die der anderen Typen, wurden weitere Kandidaten des Metric-Typs „Vielfalt/Diversität“ ausgewählt (Anzahl Trichoptera, Anzahl EPT-Taxa, Margalef-Index). Für die Bäche und Flüsse im Tiefland wurden neben dem Shannon-Wiener-Index die Metrics „Anzahl Plecoptera“ sowie „Anzahl Trichoptera“ als Kandidaten erfasst; die Eignung beider Metrics konnte bereits im Rahmen weiterer Untersuchungen belegt werden (Lorenz et al. 2004b). Für Typ 21 wurde die Anzahl an Trichoptera (Anzahl Trichoptera) als Kandidat der „Vielfalt/Diversitäts-Metrics“ ausgewählt.

Aus der Gruppe der „Toleranz“-Metrics korrelieren vor allem bei den Bächen und Flüssen im Tiefland die Fauna-Indizes sehr hoch. Da sie für bestimmte Gewässertypen entwickelt wurden (Lorenz et al. 2004b), wurde die Auswahl auch nur auf diese Typen beschränkt. Lediglich der „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“ wurde in die Kandidatenliste der vergleichsweise ähnlichen Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1 bis 4) aufgenommen. Als mögliche Alternativen zu den typspezifischen Fauna-Indizes wurden für die Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes, für die Bäche des Mittelgebirges sowie den Typ 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer) weitere nicht typgebundene „Toleranz“-Metrics ausgewählt (z. B. Rhithron-Typie-Index, Oligosaprobe [%] (HK), Xenosaprobe [%] (HK)).

Aufgrund der Vielzahl an „funktionalen Metrics“, ergibt sich für die Kandidatenmetrics der einzelnen Typengruppen ein heterogeneres Bild. Für die Bäche und Flüsse der Alpen (Typ 1) wurden mit den Metrics „Epirhithral [%] (Ind.)“, „Lithal [%] (Ind.)“ und „Sammler [%] (Ind.)“ die drei am höchsten korrelierenden Kenngrößen ausgewählt. Dem Metric „Epirhithral [%] (Ind.)“ wurde für die Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes sowie die Mittelgebirgsbäche der Vorzug gegenüber besser korrelierenden Metrics (z. B. Hypocrenal [%] (Ind.) bei den Typen 3 und 5) gegeben, um möglichst vergleichbare Metric-Kombinationen für die Typen 1 bis 7 zusammenzustellen. Als Zonierungs-Metric für die Mittelgebirgsflüsse wurde der Anteil an Metarhithral-Besiedlern (Metarhithral [%] (Ind.)) ausgewählt, obwohl andere Metrics besser korrelieren. Taxa, die bevorzugt im Metarhithral leben, erlauben die präzisesten Aussagen über das Einzugsgebiet kleiner bis großer Flüsse, da sie über den Zustand der Nebenbäche des Einzugsgebiets integrieren. Bei den Tieflandgewässern wurden insbesondere für die mineralisch geprägten Tieflandbäche und Flüsse verschiedene Ernährungstypen- und Habitatpräferenz-Metrics ausgewählt. Die Degradation von Gewässerabschnitten dieser Typen zeigt sich häufig in einer veränderten Zusammensetzung der Ernährungstypen oder einer untypischen Lebensraumstruktur. Auch Lorenz et al. (2004b) und Vlek et al. (2004) berücksichtigen Ernährungstypen- und Habitat-

präferenz-Metrics zur Bewertung von mineralischen Tieflandgewässern in Deutschland bzw. den Niederlanden.

Tabelle 10: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“.

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Bäche und Flüsse der Alpen	Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse	Organisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse und Seeausflussgeprägte Fließgewässer
Metric-Typ / Metric	1	2-4	5-7	9-9.2	11-12	14-19, 21
Zusammensetzung / Abundanz						
EPT [%] (HK)						
Crustacea [%] (Ind.)						
Plecoptera [%] (Ind.)						
Vielfalt / Diversität						
Anzahl Plecoptera						
Anzahl Trichoptera						
Anzahl EPT-Taxa						
Margalef-Index						
Shannon-Wiener-Index						
Toleranz						
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5						
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9						
Fauna-Index organische Bäche Typ 11						
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14						
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15						
Benthosindex Rhith. & Pot.						
Rhithron-Typie-Index						
Potamon-Typie-Index						
Oligosaprobe [%] (Ind.)						
Oligosaprobe [%] (HK)						
Xenosaprobe [%] (Ind.)						
Xenosaprobe [%] (HK)						
Funktionale Metrics						
Epirhithral [%] (Ind.)						
Metarhithral [%] (Ind.)						
Hyporhithral [%] (Ind.)						
Metapotamal [%] (Ind.)						
Litoral [%] (Ind.)						
rheophil [%] (HK)						
rheobiont [%] (HK)						
Rheoindex (Ind.)						
Rheoindex (HK)						
Akal [%] (Ind.)						
Lithal [%] (HK)						
POM [%] (Ind.)						
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)						
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)						
Zerkleinerer [%] (Ind.)						
Sammler [%] (Ind.)						
RETI (Ind.)						

3.2. Identifikation der Core Metrics

3.2.1. Ergebnisse

Die Ankerpunkte: Metric-Werte für die Normierung

Tabelle 11 listet die Ankerpunkte aller Kandidatenmetrics sowie der späteren Core Metrics (vgl. Kapitel 3.2.2). Die oberen und unteren Ankerpunkte und somit die Metric-Werte im Referenzzustand bzw. im schlechten Zustand variieren unterschiedlich stark in Abhängigkeit von Typ und Ökoregion. Der Shannon-Wiener-Index zeigt mit Werten zwischen 2,8 (Typ 7) und 3,7 (Typ 9) vergleichsweise geringe Unterschiede des oberen Ankerpunktes bei den einzelnen Typen. Der obere Ankerpunkt des Anteils an Zerkleinerern (Zerkleinerer [%] (Ind.)) ist abhängig von der Ökoregion und der Gewässergröße: er beträgt 20 bis 25 % bei den Flüssen des Mittelgebirges (Typen 9, 9.1, 9.2), 35 bis 40 % bei den Flüssen im Tiefland (Typen 15, 17, 12) und 45 % bei den Bächen im Tiefland (Typen 11, 14, 16, 18).

Tabelle 11: Ankerpunkte der Kandidatenmetrics und der späteren Core Metrics.

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; oA = oberer Ankerpunkt (= Metric-Wert im Referenzzustand), uA = unterer Ankerpunkt (= Metric-Wert im schlechten Zustand); fett = Ankerpunkte der Core Metrics

		Gewässertyp																			
Metric-Typ / Metric		1	2	3	5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	11	12	14	15	15_g	16	17	18	19	21
Zusammensetzung / Abundanz																					
EPT [%] (HK)	oA								75,0	65,0	60,0	55,0	60,0	55,0	70,0	60,0	55,0	80,0	55,0	60,0	45,0
	uA								25,0	15,0	20,0	0,0	10,0	15,0	5,0	0,0	15,0	20,0	15,0	0,0	0,0
Crustacea [%] (Ind.)	oA	0,0	0,0	0,0																	
	uA	15,0	20,0	15,0																	
Plecoptera [%] (Ind.)	oA		20,0	20,0	25,0	25,5	20,0	16,0													
	uA		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0													
Vielfalt / Diversitäts																					
Anzahl Plecoptera	oA													3	3		4	3	3		
	uA													0	0		0	0	0		
Anzahl Trichoptera	oA	0												11	15		12	15		10	9
	uA	12												0	0		0	0		0	0
Anzahl EPT-Taxa	oA	10																			
	uA	30																			
Margalef Index	oA	3,0																			
	uA	8,0																			
Shannon-Wiener-Index	oA	3,2	3,5	3,5	3,4	3,06	3,1	2,8	3,7	3,2	3,1	3,0	3,5	3,2	3,5	3,5	3,2	3,5	3,2	3,5	
	uA	2,0	1,5	1,8	1,8	1,46	1,0	1,2	1,8	1,2	1,8	1,0	1,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,5	1,0	
Toleranz																					
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	oA	1,75	1,2	1,2	1,6	1,04	1,3	1,3													
	uA	-0,5	-1,5	-1,5	-1,4	-1,36	-1,6	-1,6													
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	oA								1,25	1,1	1,6										
	uA								-1,4	-1,5	0,0										
Fauna-Index organische Bäche Typ 11	oA											1,2	1,2								
	uA											-1,2	-1,2								

		Gewässertyp																			
Metric-Typ / Metric		1	2	3	5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	11	12	14	15	15_g	16	17	18	19	21
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	oA											1,3		1,3			1,3		1,3	1,1	
	uA											-1,1		-1,1			-1,0		-1,1	-1,4	
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	oA											1,5	1,5		1,5			1,0			0,5
	uA											-1,0	-1,5		-1,5			-0,5			-1,4
Benthosindex Rhith. & Pot.	oA				3,9	3,7	3,7	3,7													
	uA				2,0	2,8	1,8	2,0													
Rhithron-Typie-Index	oA		14,0	14,0	3,8	3,6	3,6	3,6													
	uA		4,0	4,0	2,2	2,6	2,0	2,1													
Potamon-Typie-Index	oA															1,9					
	uA															4,5					
Oligosaprobe [%] (Ind.)	oA																				20,0
	uA																				8,0
Oligosaprobe [%] (HK)	oA		40,0	40,0	50,0	46,0	43,0	42,0													
	uA		10,0	10,0	15,0	23,0	9,0	12,0													
Xenosaprobe [%] (Ind.)	oA	30,0	9,0	5,0																	
	uA	3,0	0,0	0,0																	
Xenosaprobe [%] (HK)	oA				26,0	12,75	8,0	10,0													20,0
	uA				1,0	0,0	0,0	0,0													8,0
Funktionale Metrics																					
Epirhithral [%] (Ind.)	oA	46,0	35,0	30,0	42,0	36,0	30,0	31,0				30,0	30,0								
	uA	23,0	0,0	12,0	10,0	16,0	8,0	6,0				0,0	0,0								
Metarhithral [%] (Ind.)	oA								35,0	35,0	25,0										
	uA								10,0	10,0	8,0										
Hyporhithral [%] (Ind.)	oA															29,0					
	uA															6,0					
Metapotamal [%] (Ind.)	oA																				5,0
	uA																				22,0
Hypopotamal [%] (Ind.)	oA															0,0					
	uA															20,0					
Litoral [%] (Ind.)	oA													2,0	3,0	3,0	2,0	0,0			
	uA													20,0	25,0	35,0	20,0	15,0			
rheophil [%] (HK)	oA											70,0	70,0	70,0	70,0	60,0		70,0	70,0	70,0	40,0
	uA											15,0	0,0	15,0	10,0	5,0		10,0	15,0	10,0	0,0

		Gewässertyp																			
Metric-Typ / Metric		1	2	3	5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	11	12	14	15	15_g	16	17	18	19	21
rheobiont [%] (HK)	oA																10,0				
	uA																0,0				
Rheoindex (Ind.)	oA								1,0	1,0	1,0										
	uA								0,15	0,1	0,45										
Rheoindex (HK)	oA		1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9													
	uA		0,4	0,5	0,55	0,65	0,4	0,4													
Pelal [%] (Ind.)	oA								1,0	1,0	1,0										
	uA								25,0	27,0	8,0										
Akal [%] (Ind.)	oA		12,0	10,0	20,0	22,0	27,0	28,0													
	uA		0,0	2,0	2,0	2,0	0,0	2,0													
Lithal [%] (Ind.)	oA	75,0	65,0	60,0																55,0	
	uA	50,0	8,0	10,0																5,0	
POM [%] (Ind.)	oA																				
	uA																				
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)	oA				40,0	35,0	30,0	33,0													
	uA				0,0	1,0	0,0	0,0													
Zerkleinerer [%] (Ind.)	oA								20,0	20,0	25,0	45,0	40,0	45,0	35,0		45,0	35,0	45,0	45,0	
	uA								0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	3,0		0,0	3,0	0,0	0,0	
Sammler [%] (Ind.)	oA	14,0																			
	uA	60,0																			
Aktive Filtrierer [%] (Ind.)	oA				20,0	22,0	27,0	29,0													
	uA				2,0	2,0	2,0	2,0													
RETI (Ind.)	oA															0,6				0,7	
	uA															0,1				0,1	

Test alternativer Varianten des multimetrischen Indexes

Die Eignung der alternativen multimetrischen Indizes wurde durch Korrelationsanalysen mit den Belastungsparametern „Nutzungsindex“ und, falls vorhanden, „Strukturindex“ getestet. Wie Tabelle 12 am Beispiel von Typ 5 zeigt, unterscheidet sich die Höhe der Korrelationskoeffizienten sowohl zwischen den Belastungsparametern als auch zwischen den verschiedenen Metric-Kombinationen. Bei Typ 5 korrelieren die alternativen Index-Varianten deutlich höher mit dem Nutzungsindex ($r = 0,59$ bis $0,66$) als mit dem Strukturindex ($r = 0,31$ bis $0,40$).

Tabelle 12: Test der alternativen Metric-Kombinationen von Fließgewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mit dem Nutzungs- und Strukturindex (Spearman Rangkorrelationen).

Z/A = Metric-Typ „Zusammensetzung/Abundanz“, V/D = Metric-Typ „Vielfalt/Diversität“, T = Metric-Typ „Toleranz“, F = Metric-Typ „funktionale Metrics“, MMI = multimetrischer Index, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, n = Anzahl Datensätze, alle Korrelationen sind signifikant ($p < 0,05$)

MMI-Varianten	Z/A Plecoptera [%] (Ind.)	V/D Shannon-Wiener-Index	T Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	T Benthosindex Rhith. & Pot.	T Rhithron-Typie-Index	T Oligosaprobe [%] (HK)	T Xenosaprobe [%] (HK)	F Epirithral [%] (Ind.)	F Rheindex (HK)	F Akal [%] (HK)	F Steinbesiedler „AHT 1“ [%] (HK)	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Nutzungsindex; $n = 138$)	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Strukturindex; $n = 65$)
MMI5_0	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-0,59	-0,31
MMI5_1	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	-0,64	-0,31
MMI5_2	x	x	x	x		x	x	x	x		x	-0,65	-0,33
MMI5_3	x	x	x		x	x	x	x	x		x	-0,65	-0,33
MMI5_4	x	x	x			x	x	x	x		x	-0,65	-0,36
MMI5_5	x		x			x	x	x	x		x	-0,65	-0,35
MMI5_6	x		x		x	x	x		x		x	-0,62	-0,31
MMI5_7	x	x	x			x	x	x		x	x	-0,59	-0,35
MMI5_8	x		x					x	x		x	-0,63	-0,31
MMI5_9	x	x	x					x	x		x	-0,63	-0,35
MMI5_10	x	x	x			x		x	x		x	-0,64	-0,33
MMI5_11	x	x	x		x		x	x	x	x	x	-0,61	-0,34
MMI5_12	x	x	x		x		x		x	x	x	-0,61	-0,36
MMI5_13	x	x	x			x	x	x			x	-0,66	-0,34
MMI5_14	x	x	x			x		x			x	-0,64	-0,31
MMI5_15	x	x	x				x	x				-0,66	-0,40

Tabelle 13 fasst die Ergebnisse der Korrelationen zwischen den ausgewählten multimetrischen Indizes der einzelnen Typen (siehe hierzu auch Kapitel 3.2.2 und Tabelle 14) und den Nutzungs- und Strukturindizes zusammen. Dargestellt sind lediglich die Werte der signifikanten Korrelationen ($r < 0,05$). Nicht signifikant sind die Korrelationen zwischen

den Index-Varianten der Typen 3, 11 und 12 und dem Nutzungsindex sowie zwischen der Index-Variante des Typs 7 und dem Strukturindex; die Anzahl an verfügbaren Datensätzen war hier in allen Fällen vergleichsweise gering. Im Gegensatz zu Typ 5 korreliert bei den Typen 9, 14 und 15 der multimetrische Index deutlich höher mit dem Struktur- als mit den Nutzungsindex.

Tabelle 13: Spearman Rangkorrelationen der ausgewählten multimetrischen Indizes mit dem Nutzungs- und Strukturindex.

MMI = multimetrischer Index, n = Anzahl Datensätze, r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient

MMI	n	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Nutzungsindex)	n	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Strukturindex)
MMI_Typ 1			58	0,80
MMI_Typ 2	22	0,63		
MMI_Typ 3	19	nicht signifikant		
MMI_Typ 5	138	0,63	65	0,35
MMI_Typ 5.1	55	0,61	12	nicht signifikant
MMI_Typ 6	383	0,63	12	0,87
MMI_Typ 7	352	0,46	21	nicht signifikant
MMI_Typ 9	125	0,48	65	0,59
MMI_Typ 9.1	300	0,36	41	0,32
MMI_Typ 9.2	80	0,16	5	0,70
MMI_Typ 11	14	nicht signifikant		
MMI_Typ 12	11	nicht signifikant		
MMI_Typ 14	27	0,32	22	0,51
MMI_Typ 15	70	0,40	23	0,58
MMI_Typ 15_groß	50	0,56		
MMI_Typ 16	21	0,44		
MMI_Typ 17	20	0,71		
MMI_Typ 19	146	0,31	45	0,36
MMI_Typ 21	93	0,47	34	0,51

Funktionalität des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ nach Abschluss der Phase I

Die Abbildung 5 und die Abbildung 6 setzen am Beispiel der Mittelgebirgsflüsse (Typen 9, 9.1, 9.2) sowie der Tieflandbäche und -flüsse (Typen 14, 15, 16, 17, 19) die Ergebnisse des typspezifischen multimetrischen Indexes in Beziehung zu den vorab definierten Klassen des Nutzungs- bzw. des Strukturindex und erlauben damit Rückschlüsse auf die Trennschärfe der Gewässerbewertung anhand des Moduls „Allgemeine Degradation“ nach Abschluss der Bearbeitungsphase I.

Der multimetrische Index für die Mittelgebirgsflüsse trennt signifikant (Mann-Whitney U Test, $p < 0,05$) zwischen den vorab definierten Klassen 1 bis 3 und 5 des Nutzungsindex (linke Hälfte der Abbildung 5). Nicht zu erkennen ist die Unterscheidung zwischen den Klassen 3 und 4. Legt man den Strukturindex zugrunde (linke Hälfte der Abbildung 6), diskriminiert der Index signifikant zwischen den Klassen 1 und 2 sowie 4 und 5, nicht jedoch zwischen den Klassen 2, 3 und 4.

Bei den Tieflandbächen und -flüssen (jeweils rechte Hälfte der Abbildungen) differenziert der multimetrische Index signifikant zwischen den Nutzungsindexklassen 2 bis 5, nicht jedoch

zwischen den Klassen 1 und 2. Nicht signifikant trennt der multimetrische Index zwischen den Klassen 2 bis 5 des Strukturindex, es gibt jeweils einen breiten Überlappungsbereich. Es zeigt sich jedoch eine Tendenz, dass weniger strukturell degradierte Stellen besser als strukturell verarmte Stellen bewertet werden.

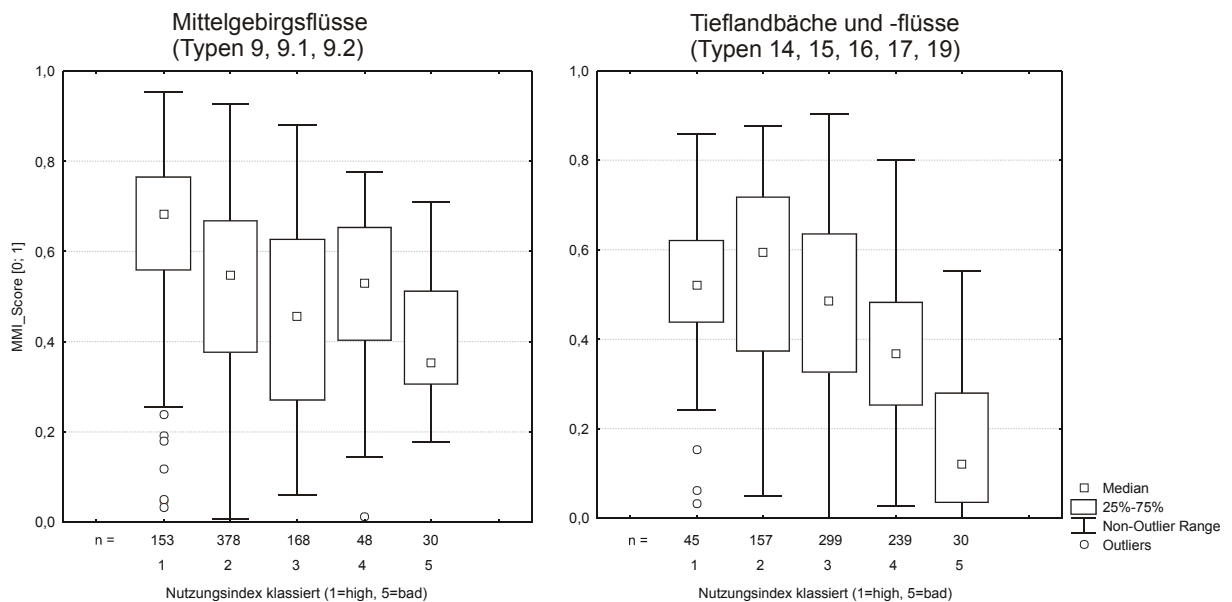


Abbildung 5: Box-Whisker-Plots der Scores des typspezifischen multimetrischen Indexes (MMI) in Beziehung zu den Klassen des Nutzungsindex.

n = Anzahl Datensätze

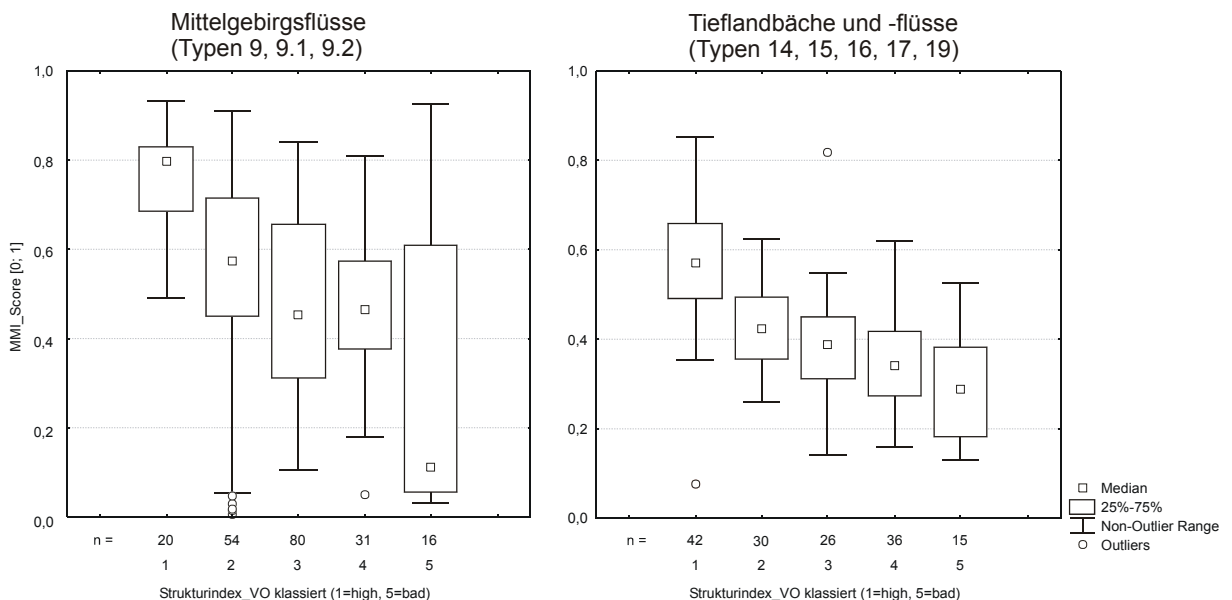


Abbildung 6: Box-Whisker-Plots der Scores des typspezifischen multimetrischen Indexes (MMI) in Beziehung zu den Klassen des Strukturindex (Vor-Ort-Kartierung).

n = Anzahl Datensätze

3.2.2. Diskussion

Methodische Aspekte

Die Berechnung der Ankerpunkte über das 95 %- und 5 %-Perzentil liefert nur dann plausible Ergebnisse, wenn (a) referenznahe und degradierte Stellen eines Gewässertyps vorliegen und (b) die Datensätze, insbesondere die referenznahen, auch die verschiedenen natürlichen Ausprägungen eines Typs abdecken. Ist die Datenlage für einen Gewässertyp nicht ausreichend und wurden die Ankerpunkte durch Extrapolierung der Ausgleichsgeraden konstruiert, müssen die Ankerpunkte zu einem späteren Zeitpunkt mit Hilfe weiterer Daten bestätigt oder korrigiert werden.

Identifikation der Core Metrics

Der Identifikation der Core Metrics liegt das gleiche methodische Vorgehen zugrunde wie der Auswahl der Kandidatenmetrics, nur werden die alternativen Varianten des multimetrischen Indexes gegen den Nutzungs- und Strukturindex korreliert und nicht mehr die einzelnen Metrics gegen die Nutzungs- und Strukturparameter. Entscheidend sind auch hier die Höhe der Korrelation zu den Auswirkungen der Stressoren und die in Kapitel 3.1.2 unter „Identifikation der Kandidatenmetrics“ beschriebenen Anforderungen der wasserwirtschaftlichen Praxis an die Bewertung. Bezogen auf die Identifikation der Core Metrics bedeutet dies: (a) Berücksichtigung der Kriterien der EG-WRRL durch die Einbeziehung von Metrics aller Metric-Typen, (b) möglichst gleiche oder ähnliche multimetrische Indizes für die Fließgewässertypen einer Typengruppe und (c) sollten die einzelnen Metrics auf die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Nutzung im Einzugsgebiet, strukturelle Degradation) reagieren.

Unter Berücksichtigung dieser Kriterien und der Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen den alternativen Metric-Kombinationen und dem Nutzungs- bzw. Strukturindex (in Tabelle 12 dargestellt am Beispiel des Typs 5) wurden die in Tabelle 14 aufgeführten multimetrischen Indizes für die einzelnen Typen ausgewählt.

Die Berücksichtigung der Kriterien der EG-WRRL war bei dem Großteil der Fließgewässertypen möglich. Ausnahmen bilden nur die multimetrischen Indizes der Typen 1, 2, 3 und 5.1; aufgrund der Höhe der Korrelationen zu den Nutzungs- und Strukturindizes musste multimetrischen Indizes der Vorzug gegeben werden, die nicht alle Metric-Typen abdecken.

Der multimetrische Index des Gewässertyps 1, der alleine die Typengruppe der „Bäche und Flüsse der Alpen“ bildet, unterscheidet sich deutlich von denen der anderen Typen. Vier der sechs Einzelmetrics werden nur für die Bewertung der Alpengewässer herangezogen. Da die Makrozoobenthos-Besiedlung durch die besonderen Lebensbedingungen in alpinen Gewässern (grobe mineralische Sohlsubstrate, alpin geprägtes Abflussregime) sehr charakteristisch ist und sich von anderen Typen unterscheidet, erscheinen die Ergebnisse plausibel. Ofenböck et al. (2004) kamen für die österreichischen Gewässertypen A02 (Mid-sized calcerous streams) und A03 (Small non-glaciated crystalline streams), die Ähnlichkeiten mit dem deutschen Typ 1 aufweisen, auf Grundlage kleiner, homogener Datensätze größtenteils zu anderen Core Metrics, darunter vor allem die Taxazahlen und Individuenanteile der Ephemeroptera, Trichoptera und Plecoptera sowie der Oligochaeta und

Diptera und der Margalef-Index. Die Anzahl an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Anzahl EPT-Taxa) korrelierte auch in der vorliegenden Untersuchung gut mit den hydromorphologischen Parametern; aufgrund des höheren Korrelationskoeffizienten wurde aber einer Index-Variante ohne diesen Metric der Vorzug gegeben. Dem österreichischen multimetrischen Index für den Typ A03 und dem des deutschen Typs 1 gemeinsam ist der Metric „Sammler [%] (Ind.)“. Mögliche Unterschiede könnten darin begründet sein, dass der Typ 1, im Gegensatz zu den alpinen Gewässern in den Analysen von Ofenböck et al. (2004), längszönotisch nicht unterteilt war und somit Gewässer mit Einzugsgebieten von 10 bis 10.000 km² in die Auswertungen eingehen konnten.

Die multimetrischen Indizes der Fließgewässertypen 2 bis 7 sind sehr ähnlich. Die jeweils selben Metrics können für die Bewertung der Typen 2 und 3 (Typengruppe der Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes) sowie der Typen 5, 6 und 7 (drei der vier Typen der Gruppe der Mittelgebirgsbäche) herangezogen werden. Der Index des Typs 5.1 (*Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche*) setzt sich aus nur vier Metrics zusammen, von denen drei (Plecoptera [%] (Ind.), Shannon-Wiener-Index, Fauna-Index Mittelgebirgsbäche) in den Indizes der anderen Mittelgebirgsbäche enthalten sind. Weitere Metrics kamen auf Grundlage des vorliegenden Datensatzes nicht in Frage, da die Korrelationen mit den Struktur- und Nutzungsparametern vergleichsweise niedrig oder nicht signifikant waren.

Lorenz et al. (2004b) erarbeiteten auf Grundlage eines kleinen, sehr homogenen Datensatzes einen multimetrischen Index für den Gewässertyp 5, der zwei Metrics enthält, die auch im Rahmen der vorliegenden Studie als Core Metrics für alle Mittelgebirgsbäche ermittelt werden konnten (Shannon-Wiener-Index, Fauna-Index Mittelgebirgsbäche). Dass die multimetrischen Indizes sich nicht weiter entsprechen, ist vor allem darauf zurückzuführen, dass der Index nach Lorenz et al. (2004b) ausschließlich für die Indikation der Auswirkungen hydromorphologischer Beeinträchtigungen entwickelt wurde und nicht, wie im Rahmen der vorliegenden Studie, die Auswirkungen weiterer Stressoren in die Bewertung einbezogen werden.

Für die Typen 9, 9.1 und 9.2 der Gruppe der Mittelgebirgsflüsse können dieselben Metrics zur Bewertung herangezogen werden. Die Übereinstimmung mit den Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes und den Mittelgebirgsbächen ist gering; lediglich der Metric „Shannon-Wiener-Index“ ist in den multimetrischen Indizes aller drei Typ-Gruppen enthalten. Dieses Diversitätsmaß und der „Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse“ kommen auch übereinstimmend in dem von Lorenz et al. (2004b) entwickelten Index für den Typ 9 (*Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse*) vor.

Große Übereinstimmung zeigen die multimetrischen Indizes der Typen 11 bis 21; jeweils fast allen Typen gemeinsam sind die Metrics „EPT [%] (HK)“, „Shannon-Wiener-Index“, „Fauna-Index“ (Typen 11, 12, 14, 18, 16, 19 Fauna-Index Tieflandbäche, Typen 15, 17, 21 Fauna-Index Tieflandflüsse), „Rheophile [%] (HK)“ und „Zerkleinerer [%] (Ind.)“. Auch Lorenz et al. (2004b) identifizierten den Anteil an rheophilen Taxa als geeigneten Metric für die Bewertung der Typen 14 und 15 und beziehen die Plecoptera (für Typ 14) und Trichoptera (für Typ 15) in die Bewertung ein; im Unterschied zur vorliegenden Arbeit jedoch die Anteile an der Gesamtindividuenzahl und nicht die Anzahl an Plecoptera- bzw. Trichoptera-Taxa. Für den

Gewässertyp 18 konnte auf Grund der unzureichenden Datenlage kein „eigener“ multimetrischer Index entwickelt werden und daher wurden die Core Metrics und Ankerpunkte des biozönotisch ähnlichen Typs 14 übertragen. Lorenz et al. (2004b) haben für die Bewertung des Fließgewässertyps 11 den „Fauna-Index organische Bäche“ entwickelt und schlagen ihn zur Bewertung der Gewässer dieses Typs vor. Dieser Metric wird im Rahmen des vorliegenden Verfahrens für die Typen 11 und 12 übernommen; liegt sein Wert über 1,2, wird die Qualitätsklasse „sehr gut“ vergeben, liegt er darunter, wird ein Index aus den anderen in Tabelle 14 aufgeführten Einzelmetrics berechnet und analog zu den anderen Gewässertypen in eine Qualitätsklasse überführt. Möglich sind nur die noch verbleibenden Klassen: gut $\geq 0,75$ > mäßig $\geq 0,5$ > unbefriedigend $\geq 0,25$ > schlecht.

Barbour et al. (1999) haben auf Grundlage verschiedener vorangegangener Arbeiten eine Liste der am besten zur Fließgewässerbewertung geeigneten Metrics veröffentlicht. Darunter sind mit der Anzahl an Plecoptera- und Trichoptera-Taxa, den Anteilen an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera sowie dem Anteil an Sammlern Metrics, die nach Abschluss der Bearbeitungsphase I auch zur Bewertung der deutschen Fließgewässertypen herangezogen werden (vgl. Tabelle 14). Weiterhin empfehlen Barbour et al. (1999) Metrics, die auf der Sensitivität bzw. Toleranz einzelner Taxa gegenüber Störungen beruhen (Anzahl intoleranter Taxa bzw. Anteil toleranter Organismen) und verfolgen damit einen Ansatz, der auch von Lorenz et al. (2004b) in Form des Fauna-Indexes aufgegriffen wurde. Im Gegensatz zu Barbour et al. (1999), die hervorheben, dass die Toleranz eines Taxons in der Regel kein stressorenspezifisches Maß ist, konnten Lorenz et al. (2004b) mit dem Fauna-Index belegen, dass ausgewählte Taxa sehr spezifisch auf Veränderungen der Hydromorphologie eines Gewässers reagieren.

Klemm et al. (2003) haben aus über 100 Kandidatenmetrics sieben Core Metrics für den „Macroinvertebrate Biotic Integrity Index“ (MBII) ausgewählt, mit dessen Hilfe Riffle-dominierte Mittelgebirgs- und Tieflandgewässer in den Mid-Atlantic Highlands (USA) bewertet werden können. Bestandteil des Indexes sind jeweils die Anzahl an Ephemeroptera-Taxa, Plecoptera-Taxa und Trichoptera-Taxa, die Anzahl der Sammler und Filtrierer, der Anteil der Nicht-Insekten, der Anteil der fünf dominierenden Taxa und der „Macroinvertebrate Tolerance Index“ (MIT). Die Metrics „Anzahl Plecoptera“ und „Anzahl Trichoptera“ wurden aufgrund ihrer Eignung auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit als Core Metrics ausgewählt und werden zur Bewertung von Tieflandgewässern herangezogen. Die vorkommenden Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera werden durch den Metric „Anzahl EPT-Taxa“ aufsummiert, welcher als Kandidatenmetric für die *Fließgewässer der Alpen* (Typ 1) in die Analysen einging, letztlich aber nicht als Core Metric identifiziert wurde. Der von Klemm et al. (2003) verwendete MIT, ein Metric, der auf der Belastungstoleranz von Taxa basiert, ist mit dem zur Bewertung der deutschen Fließgewässertypen verwendeten Fauna-Index (Lorenz et al. 2004b) vergleichbar, ist jedoch im Gegensatz zu diesem nicht stressorenspezifisch. Unter den von Klemm et al. (2003) gelisteten Kandidatenmetrics sind mit dem Anteil an EPT-Taxa, der Shannon-Wiener-Diversität und dem Anteil an Zerkleinerern drei weitere Metrics, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit sogar als Core Metrics identifiziert wurden (vgl. Tabelle 14).

Dass ein großer Teil der für die Bewertung geeigneter Metrics sowohl auf die Situation im Einzugsgebiet als auch auf die Strukturen vor Ort reagiert, wurde bereits bei der Ermittlung der Kandidaten- und Core Metrics durch die Korrelationen mit den Struktur- und Nutzungsparametern deutlich (vgl. Kapitel 3.1.2, 3.2.2). Auch Rolaufts (2006) konnte belegen, dass Struktur und Nutzung einen ähnlich großen Einfluss auf die Verteilung der Arten und somit auf die Bewertung haben.

Die Ergebnisse der Korrelationen zwischen den multimetrischen Index-Varianten und den Nutzungs- und Strukturindizes unterscheiden sich bei keinem Typ so deutlich, dass eine Variante als einzig geeignete in Frage kommt. Bei der Auswahl konnten also neben der Höhe der Korrelationen in der Regel auch die Vergleichbarkeit mit den multimetrischen Index-Varianten ähnlicher Typen gewährleistet werden.

Nach Abschluss der Bearbeitungsphase I kann das Modul „Allgemeine Degradation“ der Typen 5 - 7, 9 - 9.2, 14 und 15 als „gesichert“ gelten – was nicht bedeutet, dass nicht auf Grundlage eines größeren, homogenen Datensatzes die multimetrischen Indizes weiterentwickelt und hinsichtlich ihrer Aussageschärfe verbessert werden können. Der Index des Typs 21 weist zwar vergleichsweise hohe Korrelationskoeffizienten zum Struktur- bzw. Nutzungsindex auf, müsste aber auf Grund der heterogenen Typbeschreibung (lotische und lenitische seeausflussgeprägte Fließgewässer in Süd- und Norddeutschland) validiert werden.

Bei den Typen 1, 2, 5.1, 15g, 16 und 17 korreliert der multimetrische Index entweder mit dem Struktur- oder dem Nutzungsindex vergleichsweise gut; im Rahmen des Praxistests (Bearbeitungsphase II) und der Bearbeitungsphase III sollten die Indizes aber hinsichtlich ihrer Reaktion auf die jeweils andere Belastungsgröße überprüft werden.

Die multimetrischen Indizes der Typen 3, 11, 12, 18 und 19 haben durch die unzureichende Datengrundlage noch einen hypothetischen Charakter. Sie werden im Rahmen der Bearbeitungsphasen II und III überprüft bzw. weiterentwickelt.

Tabelle 14: Typspezifische Zusammensetzung des multimetrischen Indexes.

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; + = Metric-Wert steigt mit zunehmender Degradation; - = Metric-Wert nimmt mit zunehmender Degradation ab; g = groß (Einzugsgebiet 1.000-10.000 km²)

[illegible]

Funktionalität des Bewertungsmoduls

Die für die Mittelgebirgsflüsse sowie Tieflandbäche und –flüsse entwickelten multimetrischen Indizes differenzieren signifikant zwischen einem Großteil der Indexklassen und können in der nach Bearbeitungsphase I vorgelegten Form angewandt werden. Schwächen und somit weiterer Bearbeitungsbedarf zeigen sich bei den Tieflandgewässern bei der Auftrennung im oberen Bereich (Indexklassen 1, 2 und 3). Die Validierung der multimetrischen Indizes mit den Daten, mit denen das System entwickelt wurde, gibt wichtige Hinweise zur Funktionalität des Systems, sollte aber mit Fremddaten wiederholt werden.

Der multimetrische Bewertungsansatz

Eingangs wurde erläutert, dass die Bewertungsverfahren, die vor dem Hintergrund der EG-WRRL erarbeitet werden, die Auswirkungen der spezifischen Stressoren nachvollziehbar abbilden müssen. Da die Richtlinie zudem handlungsorientiert konzipiert ist, sind aus dem Bewertungsergebnis Hinweise auf die Ursachen des Zustands abzuleiten. Die Arbeitshypothese war die Erarbeitung eines multimetrischen Bewertungsmoduls, das diese Anforderungen erfüllen kann.

Die Grundlage für den Einsatz multimetrischer Systeme in Europa lieferten vor allem die Arbeiten von Karr (1981), Barbour et al. (1995), Hughes et al. (1998), Barbour et al. (1999), Karr & Chu (1999) und Klemm et al. (2003), die in den USA multimetrische Indizes für verschiedene Organismengruppen, darunter Fische und Makroinvertebraten, entwickelten.

Lorenz et al. (2004b) verwenden für die Bewertung der fünf Gewässertypen im Rahmen des AQEM Systems einen multimetrischen Ansatz. Sie heben hervor, dass multimetrische Systeme Auswirkungen von Stressoren integrieren, die auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen wirken. Beispielsweise ist eine Kombination verschiedener Metrics gut geeignet, die Auswirkungen hydromorphologischer Degradation, die in der Regel aus einer Vielzahl einzelner Faktoren besteht, auf das Makrozoobenthos zu indizieren.

Neben Lorenz et al. (2004b) entwickelten Böhmer et al. (2004a) den multimetrischen Index IBI 12 für die deutschen Fließgewässertypen. Vlek et al. (2004) und Ofenböck et al. (2004, 2007) entwickelten multimetrische Systeme für niederländische bzw. österreichische Fließgewässertypen. Feld (2005), Sundermann (2005) und Rolaufts (2006) erarbeiteten erfolgreich multimetrische Indizes für die Bewertung folgender deutscher Fließgewässertypen: *Sand- und lehmgeprägter Tieflandflüsse* (Typ 15), *Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes* (Typ 3.1) und *Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche* (Typ 5). Alle genannten Indizes basieren auf dem Makrozoobenthos.

Der von Hering et al. (2006b) verfasste Artikel zur Entwicklung eines multimetrischen Indexes basiert auf den Erfahrungen aus den EU-Projekten AQEM und STAR und bezieht alle wesentlichen Arbeiten, die zur Ableitung multimetrischer Indizes durchgeführt wurden, in die einzelnen Schritte ihrer Arbeit ein. Den besonderen Wert eines multimetrischen Indexes sehen die Autoren in der Möglichkeit, Aussagen zu verschiedenen Stressoren und zu verschiedenen Bereichen einer Biozönose integrierend darzustellen.

Auch in der vorliegenden Arbeit werden mit Hilfe des multimetrischen Bewertungsansatzes die Ergebnisse der verschiedenen Einzelindizes (z. B. Shannon-Wiener-Diversität, Anteil an rheophilen Taxa) zu einem Ergebnis kombiniert. Durch die Verrechnung mehrerer biozönotischer Kenngrößen miteinander erhält man ein vollständigeres Bild des ökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts, als dies mit einem einzelnen Metric möglich wäre. Ein multimetrischer Index ist in der Lage, die Aussagen der enthaltenen Einzelindizes, die sich beispielsweise auf Individuen-, Populations- oder Ökosystemebene beziehen können, zu integrieren (Karr & Chu 1999). Zudem lassen die verschiedenen Einzelmetrics -neben Rückschlüssen über die funktionale Leistungsfähigkeit der benthischen Wirbellosen- die von der EG-WRRL geforderten Aussagen über die „Zusammensetzung und Abundanz der Taxa“, den „Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa“ sowie den „Grad der Vielfalt“ innerhalb einer Zönose zu und geben so Hinweise auf die möglichen Auswirkungen verschiedener Stressoren. Weitere Vorteile liegen in der hohen Stabilität des Bewertungsergebnisses und der Möglichkeit, das Bewertungssystem individuell an regionale Gegebenheiten anzupassen (Gewässertypen/ -typengruppen).

Der Leitfaden „Generelle Vorgehensweise bei der Ökologischen Klassifizierung“ der Arbeitsgruppe 2 A Ökologischer Zustand (ECOSTAT) aus dem Jahr 2003 weist darauf hin, dass beliebig viele Metrics, die Rückschlüsse auf die Auswirkungen bestimmter Stressoren zulassen, kombiniert werden können und stützt so die Verwendung eines multimetrischen Indexes für die Bewertung vor dem Hintergrund der EG-WRRL.

Auf Grundlage der Ergebnisse aus Bearbeitungsphase I sowie der hier dargelegten erfolgreichen Entwicklung und Verwendung multimetrischer Indizes für die integrative Bewertung wird die Weiterentwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ in Form eines multimetrischen Bewertungsansatzes fortgeführt.

Einen anderen Weg bei der ökologischen Zustandsbewertung gehen beispielsweise Großbritannien und Tschechien. Beide Länder verfolgen einen probestellen- und nicht typspezifischen Ansatz.

Großbritannien arbeitet mit RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System, Wright 2000), einem Vorhersagemodell, das die im Rahmen einer Probenahme erfasste Biozönose mit einer modellierten Referenzzönose vergleicht und anhand der Abweichung den ökologischen Zustand herleitet. Vor dem Hintergrund der EG-WRRL wird das Verfahren derzeit modifiziert. Zur Bewertung herangezogen werden die ökologischen Qualitätsquotienten (EQR, Ecological Quality Ratio) der Metrics „ASPT“ (Average Score Per Taxon, Armitage et al. 1983) und „Anzahl BMWP-Taxa“ (Biological Monitoring Working Party, Armitage et al. 1983) (Murray-Bligh 2008). Der „ASPT“ indiziert organische Belastung, der Vielfalt/Diversitäts-Metric „Anzahl BMWP-Taxa“ indiziert die Auswirkungen unterschiedlicher Stressoren. Die Ergebnisse der beiden Metrics werden „worst case“ verschnitten (Murray-Bligh 2008).

In Tschechien wurden das Bewertungssystem PERLA sowie die zugehörige Software HOBENT entwickelt (Kokeš et al. 2006). Die Arbeiten basieren auf den mathematischen Prinzipien von RIVPACS. Das tschechische Modell, das nicht stressorspezifisch ist, erlaubt

die Vorhersage der zu erwartenden Makrozoobenthoszusammensetzung an einer Probe-
stelle anhand verschiedener abiotischer Parameter (u. a. Längen- und Breitengrad, Quellent-
fernung und Größe des Einzugsgebiets). Diese Referenzzönose wird mit der tatsächlich
vorgefundenen verglichen und so das Ausmaß der Störung ermittelt (Kokeš et al. 2006).

Der modulare Aufbau des Bewertungsverfahrens

Eine der eingangs genannten Grundannahmen sieht eine möglichst weitgehende Unabhän-
gigkeit des Moduls „Allgemeine Degradation“ von den Auswirkungen organischer Belastung
vor, da dieser Stressor von einem eigenen Modul abgedeckt wird. Die Entscheidung für
diesen modularen Aufbau des Bewertungsverfahrens PERLODES wurde im Rahmen des
UBA-Projektes Bewertung Makrozoobenthos aus vorwiegend strategischen Gründen
getroffen.

Bislang erfolgte die amtliche biologische Fließgewässerbewertung in Deutschland anhand
des Saprobienystems, wobei die auf die Indikation sauerstoffzehrender Belastung der
Wasserbeschaffenheit fokussierte Aussage nicht ausreicht, den Anforderungen der EG-
WRRL nach einer integrativen Bewertung nachzukommen. Sie trägt auch nicht der Tatsache
Rechnung, dass in Deutschland bei gut zwei Drittel der Fließgewässer nicht mehr die
Auswirkungen saprobieller Belastung den Hauptbelastungsfaktor für den ökologischen
Zustand darstellen, sondern vor allem die Auswirkungen der hydromorphologischen Degrada-
tion (Feld 2004, Lorenz et al. 2004b) und der intensiven Landnutzung im Einzugsgebiet.
Die Möglichkeit, die Auswirkungen dieser letztgenannten Einflussgrößen nachvollziehbar
abzubilden und gleichzeitig aus dem Bewertungsergebnis Hinweise auf Ursachen eines
bestimmten Zustands zu bekommen, kann durch eine multimetrische Bewertung erfolgen.
Was jedoch im US-amerikanischen Raum seit mehr als zehn Jahren routinemäßig in der
Wasserbewirtschaftung eingesetzt wird (Rosenberg & Resh 1993, Barbour et al. 1999,
Karr & Chu 1999), wurde in Deutschland zunächst mit großer Skepsis betrachtet. Um für das
neue Bewertungsverfahren eine hohe Akzeptanz bei den Anwendern zu erreichen, setzt sich
der modulare Ansatz aus einer bekannten Komponente, dem Modul „Saprobie“ (bewertet auf
Grundlage des Saprobienindex) und einer neuen Komponente, dem Modul „Allgemeine
Degradation“ (bewertet auf Grundlage des multimetrischen Indexes) zusammen. Bei den
Mittelgebirgsbächen der Typen 5 und 5.1 wird zusätzlich noch das Modul „Versauerung“ zur
Bewertung herangezogen (vgl. Meier et al. 2006).

Die Abbildung 7 zeigt die Korrelationen zwischen den Ergebnissen des Saprobienindex
und dem Score des multimetrischen Indexes. Die Korrelationskoeffizienten liegen mit
 $r = 0,86$ im Mittelgebirge und $r = 0,76$ im Tiefland sehr hoch und lassen darauf schließen,
dass es sich bei organischer Verschmutzung um eine Art „Überfaktor“ handelt, auf den alle
Arten und damit auch alle Indizes reagieren. Diese These stützen Böhmer et al. (2004b) und
nennen für die hohen Korrelationen zwischen dem Saprobienindex und dem multime-
trischem Index weitere Gründe: (1) Der Saprobienindex reagiert nicht nur auf organische
Belastung sondern indiziert auch die Auswirkungen anderer Stressoren. (2) Der Großteil der
Taxa, die den saprobiellen Grundzustand bzw. eine geringe organische Belastung indizieren,
reagieren gleichermaßen sensitiv auf andere Stressoren. (3) Der Stressor „organische
Verschmutzung“ ist hoch mit dem Vorhandensein und der Intensität anderer Stressoren

korreliert. Der Saprobienindex differenziert somit nicht nur zwischen organisch belasteten und unbelasteten Gewässern sondern reagiert, wie aus Tabelle 15 ersichtlich, zu einem gewissen Maß auch auf die Auswirkungen der Nutzung im Einzugsgebiet sowie auf strukturelle Defizite. Korreliert man die SI-Werte saprobiell weitgehend unbelasteter Stellen (Qualitätsklassen „gut“ und besser), zeigen sich mit Werten von $r = 0,59$ bzw. $r = 0,41$ zumindest im Mittelgebirge Korrelationen zur Nutzung bzw. Struktur.

Betrachtet man in der Abbildung 7 die Ausschnitte in den Rechtecken, wird deutlich, warum neben dem Saprobienindex weitere Metrics zur Bewertung herangezogen werden müssen. Für einen erheblichen Teil der Probenahmen weist das Modul „Saprobie“ mit Werten des Saprobienindex von kleiner oder gleich 2,0 im Mittelgebirge bzw. 2,25 im Tiefland keinen Handlungsbedarf aus, das Modul „Allgemeine Degradation“ zeigt aber mit einem Score von kleiner 0,6 (Qualitätsklassen „mäßig“ und schlechter) eben diesen an. Anhand der Abbildung wird deutlich, dass der Saprobienindex bei organisch nicht belasteten Gewässern nicht ausreicht, um die Auswirkungen weiterer Stressoren zu indizieren. Notwendig sind hier andere Metrics –z. B. die des Moduls „Allgemeine Degradation“– die die weniger stark wirkenden Stressoren (strukturelle Degradation, Nutzung im Einzugsgebiet) in den aus saprobieller Sicht oberen Qualitätsklassen abbilden.

Für die Kombination von „Saprobie“-Metrics und Metrics, die die Auswirkungen anderer Stressoren indizieren, gibt es unterschiedliche Ansätze.

Folgt man den Vorgaben des Leitfadens „Generelle Vorgehensweise bei der Ökologischen Klassifizierung“ der Arbeitsgruppe 2 A Ökologischer Zustand (ECOSTAT), ergibt sich für die Bewertung der deutschen Fließgewässer ein modularer Aufbau. Aus fachlicher Sicht ist der modulare Aufbau mit einem multimetrischen Index, der möglichst die Auswirkungen anderer Stressoren als die der organischen Belastung widerspiegelt nur ein möglicher Weg: Das Modul „Saprobie“ bewertet den stofflichen Aspekt einer Zönose hinsichtlich der saprobiellen Belastung, das Modul „Allgemeine Degradation“ den strukturellen und Nutzungsaspekt und das Modul „Versauerung“ den Säurezustand.

Aus den gleichen fachlichen und vor allem den oben genannten formalen Gründen haben sich auch die österreichischen Kollegen für den modularen Aufbau ihres Makrozoobenthos-Bewertungssystems entschieden -mit einem ebenfalls eigenständigen Modul „Saprobie“, als eine von zwei bis drei Teilkomponenten (Ofenböck et al. 2007).

Ein weiterer möglicher Weg ist ein Modul „Allgemeine Degradation“, dessen multimetrischer Index einen Metric (z. B. den Saprobienindex) zur Indikation organischer Belastung einschließt. Man hätte aufgrund des multimetrischen Bewertungsansatzes die Möglichkeit, anhand der Ergebnisse der Einzelmetrics Rückschlüsse auf einzelne Belastungsfaktoren zu ziehen. Analog zu dem in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Vorgehen müssten die Metrics, die möglichst die Auswirkungen anderer Stressoren als die der organischen Belastung indizieren sollen, mit Probenahmen von saprobiell nicht belasteten Stellen identifiziert werden.

Die Entwicklung stressorenspezifischer multimetrischer Indizes ist möglich, wenn die abiotischen Daten die Auswirkungen der jeweiligen Stressoren widerspiegeln, der Datensatz

Gradienten hinsichtlich der Umweltvariablen aufweist und die Autökologie der Organismengruppe hinreichend bekannt ist (Hering et al. 2006b). Liegen diese Daten nicht vor, muss für den multimetrischen Index ein genereller nicht stressorenspezifischer Ansatz gewählt werden.

Der modulare Aufbau des österreichischen und des deutschen Bewertungssystems stellt in Europa eher die Ausnahme dar. Eine ebenfalls modulare Komponente enthält nur das RIVPACS-System aus Großbritannien: Die Metrics „ASPT“ und „Anzahl BMWP-Taxa“ indizieren die Auswirkungen unterschiedlicher Stressoren und ihre Ergebnisse werden „worst case“ verschnitten (Murray-Bligh 2008). Vlek et al. (2004) entwickelten für zwei niederländische Fließgewässertypen multimetrische Indizes, die einen Metric zur Indikation organischer Belastung einschließen. Pinto et al. (2004) konnten einen multimetrischen Index für ausgewählte Fließgewässertypen in Portugal entwickeln, der neben der Anzahl an Trichoptera-Familien und dem Anteil an Gastropoda, Oligochaeta und Diptera auch den ASPT (Average Score Per Taxon, Armitage et al. 1983), zur Indikation organischer Belastung enthält. Auch das tschechische System PERLA (Kokeš et al. 2006) und das in Schweden verwendete Bewertungssystem SWEPA_{SR}I (Swedish Prediction And Classification system for Stream riffle Invertebrates, Johnson & Sandin 2001) sind nicht modular aufgebaut.

Tabelle 15: Übersicht über einige exemplarisch durchgeführte Korrelationen (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) mit den Ergebnissen des Saprobienindexes.

N = Anzahl Datensätze, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, SI = Saprobienindex, NI = Nutzungsindex, StI = Strukturindex, MMI = multimetrischer Index

Korrelation zwischen	Typen	Berücksichtigung organischer belasteter Stellen?	N	r	p
SI & NI	Mittelgebirge	ja	1.293	0,65	<0,05
SI & NI	Mittelgebirge	nein	924	0,59	<0,05
SI & NI	Tiefland	ja	804	0,3	<0,05
SI & NI	Tiefland	nein	678	0,3	<0,05
SI & StI	Mittelgebirge	ja	282	0,46	<0,05
SI & StI	Mittelgebirge	nein	228	0,41	<0,05
SI & StI	Tiefland	ja	86	0,26	<0,05
SI & StI	Tiefland	nein	76	0,31	<0,05
SI & MMI	Mittelgebirge	ja	1.293	0,86	<0,05
SI & MMI	Mittelgebirge	nein	924	0,75	<0,05
SI & MMI	Tiefland	ja	807	0,76	<0,05
SI & MMI	Tiefland	nein	681	0,71	<0,05

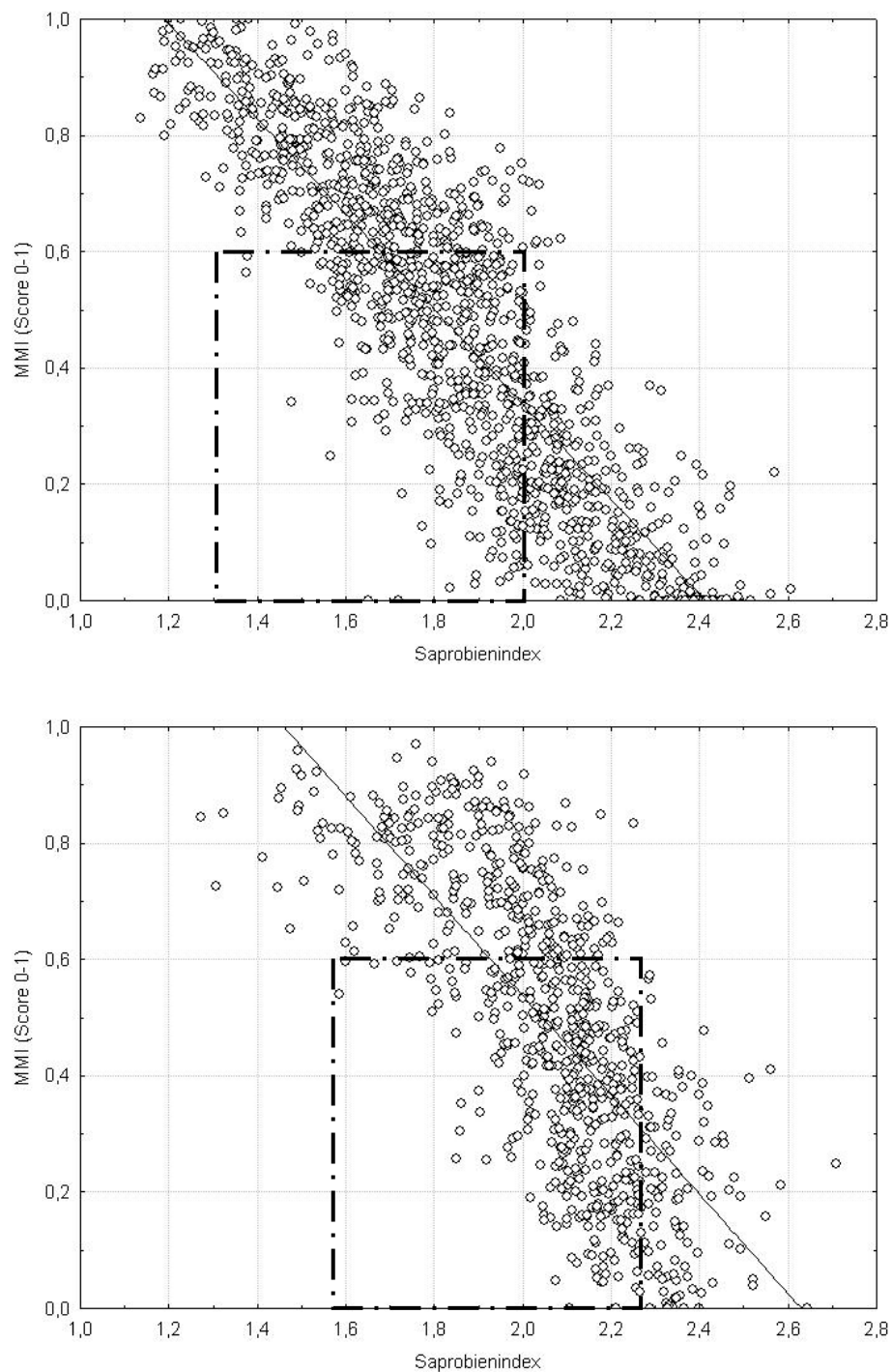


Abbildung 7: Spearman Rangkorrelation zwischen dem Ergebnis des Saprobienindex und dem Score des multimetrischen Indexes (MMI). Mittelgebirge (obere Grafik): N = 1.293, $r = 0,86$, $p < 0,05$; Tiefland (untere Grafik): N = 807, $r = 0,76$, $p < 0,05$. Im Rechteck: Modul „Saprobie“ Qualitätsklasse (Qk) „gut“ und besser und Modul „Allgemeine Degradation“ Qk „mäßig“ und schlechter.

4. DAS BEWERTUNGSMODUL „ALLGEMEINE DEGRADATION“ IM PRAXISTEST (BEARBEITUNGSPHASE II)

4.1. Ergebnisse

Dargestellt sind im Folgenden die Testergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ anhand der Daten aus dem „Bundesweiten Praxistest“ (Kapitel 4.1.1) sowie anhand der Ergebnisse aus den „Länderpraxistests“ (Kapitel 4.1.2).

4.1.1. Ergebnisse der Auswertung des „Bundesweiten Praxistests“

In Abbildung 8 sind die Voreinstufung der Länder und der Bearbeiter sowie die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ dargestellt. Abgebildet sind die relativen Anteile der festgelegten bzw. errechneten Qualitätsklassen. Die Voreinstufungen bewerten die Probestellen tendenziell besser, als dies anhand der Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Fall ist. Laut Voreinstufung der Länder und der Bearbeiter sind die meisten der untersuchten Gewässerabschnitte einem guten oder mäßigen Zustand zuzurechnen, während die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ dem größeren Teil der Abschnitte einen nur mäßigen bis unbefriedigenden Zustand bescheinigen.

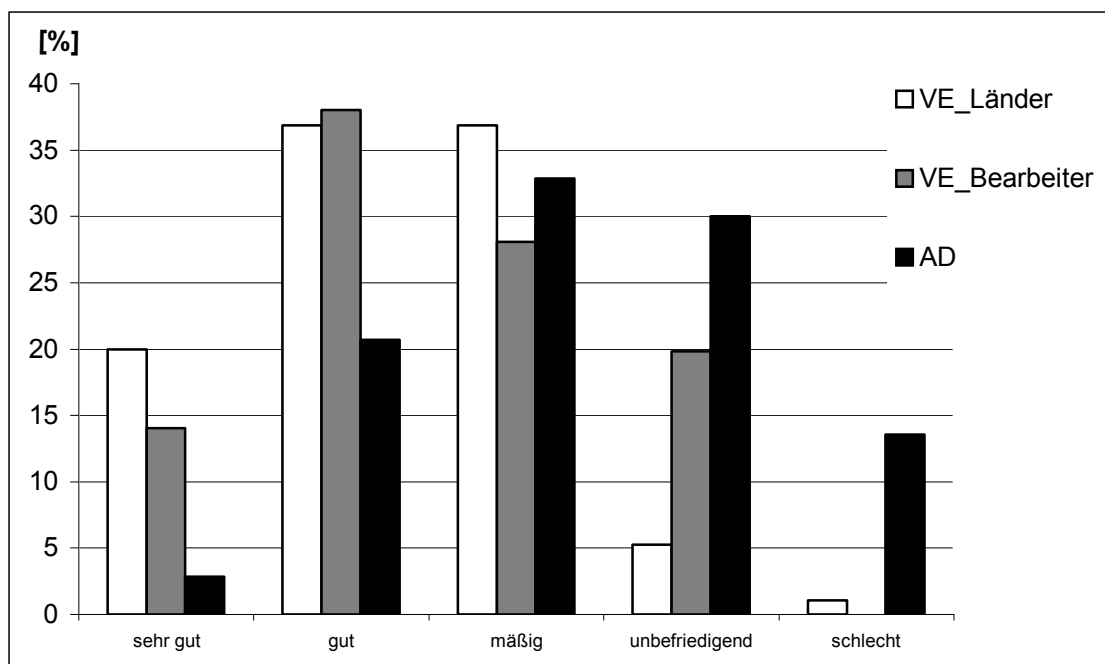


Abbildung 8: Vergleich Voreinstufung Länder (VE_Länder) und Voreinstufung Bearbeiter (VE_Bearbeiter) mit dem Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (AD).

Die folgenden Tabellen geben, geordnet nach Gewässertypgruppen, einen Überblick über die Bewertungsergebnisse der im Rahmen des Praxistests beprobten Gewässerabschnitte, die jeweilige Voreinstufung der Bearbeiter sowie, falls ausreichend Datensätze pro Typ vorlagen, die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen der Voreinstufung und den Bewertungsergebnissen.

Gewässertypengruppe „Fließgewässer der Alpen und des Alpenvorlandes“

Tabelle 16: Typen 1-3: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation). In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	Crustacea [%] (Ind.)	Plecoptera [%] (Ind.)	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	Xenosaprobe [%] (Ind.)	Oligosaprobe [%] (HK)	Rhithron-Typie-Index	Shannon-Wiener-Index	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	Lithal-Besiedler [%] (Ind.)	Sammler [%] (Ind.)
Bischofsw. Ache	1	2-3	3 (0,49)	2 (0,8)		2 (0,75)	4 (0,34)				5 (0,13)	4 (0,23)	2 (0,7)
Frechenbach	1	1	3 (0,5)	1 (1,0)		1 (0,92)	5 (0,19)				5 (0,1)	5 (0,0)	1 (0,8)
Steinbach	1	2-3	3 (0,43)	1 (0,97)		2 (0,77)	4 (0,31)				5 (0,0)	5 (0,0)	3 (0,52)
r			-	-		-	-				-	-	-
Eschbach	2	2	2 (0,63)		4 (0,28)	1 (0,81)		3 (0,55)	1 (0,81)	2 (0,7)			
Westliche Günz	2	1	3 (0,56)		4 (0,24)	1 (0,82)		3 (0,56)	2 (0,64)	3 (0,54)			
Große Vils	2	2	4 (0,29)		5 (0,0)	1 (0,83)		5 (0,08)	5 (0,05)	3 (0,51)			
Vils	2	3-4	4 (0,22)		5 (0,0)	4 (0,32)		5 (0,11)	5 (0,12)	3 (0,53)			
r			-		-	-		-	-	-			
Obere Argen	3	2	2 (0,66)		3 (0,43)	1 (0,98)		3 (0,51)	2 (0,76)	3 (0,6)			
Ebrach	3	2	2 (0,61)		2 (0,61)	2 (0,75)		2 (0,62)	2 (0,78)	4 (0,31)			
Murn	3	1	3 (0,54)		5 (0,1)	1 (0,83)		2 (0,66)	2 (0,75)	4 (0,35)			
Ach	3	1	3 (0,48)		4 (0,28)	1 (1,0)		5 (0,15)	4 (0,3)	2 (0,69)			
Wertach	3	3	2 (0,74)		1 (0,98)	1 (0,87)		3 (0,42)	2 (0,71)	2 (0,69)			
r			-		-	-		-	-	-			

Da im Rahmen des Praxistests nur drei Gewässer des Typs 1 untersucht wurden, lassen sich nur Tendenzen angeben. Von den sechs Metrics, die das Modul „Allgemeine Degradation“ für den Gewässertyp 1 bilden, zeigen drei eine Rangfolge der Bewertungsergebnisse, die der Voreinstufung der Bearbeiter entspricht (Fauna-Index Mittelgebirgsbäche, Sammler [%] (Ind.), Crustacea [%] (Ind.)). Der „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“ und der Metric „Sammler [%] (Ind.)“ reagieren insbesondere auf den Ausfall von Sonderhabitaten, während ein hoher Anteil von Crustacea (der negativ bewertet wird) lenitische Zonen z. B. Stauhaltungen anzeigen kann.

Die drei anderen Metrics (Xenosaprobe [%] (Ind.), Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.) und Lithal-Besiedler [%] (Ind.)) stimmen nicht mit der Voreinstufung überein.

Auch für den Gewässertyp 2, von dem vier Gewässer untersucht wurden, können die Ergebnisse nur eine Tendenz wiedergeben. Der „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“ führt zu ähnlichen Einstufungen wie die Voreinschätzung der Bearbeiter, drei andere Metrics führen für einzelne Stellen zu „richtigen“, für andere zu abweichenden Ergebnissen. Lediglich der Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ eignet sich nicht zur Bewertung der Probestellen des Praxistests.

Es wurden fünf Gewässer des Typs 3 untersucht, die sich nach der Einschätzung der Bearbeiter alle in einem „mäßigen“ bis „sehr guten“ Zustand befinden. Diese generell positive Einschätzung wird durch die Metrics „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“ und „Rhithron-Typie-Index“ widerspiegelt, während die Ergebnisse der drei anderen Metrics stärker streuen. Das Ergebnis des Metrics „Oligosaprobe [%] (HK)“ spiegelt jedoch die Rangfolge der Probestellen gut wider. Dieser Metric reagiert im Übrigen nicht, wie häufig vermutet, vor allem auf saprobielle Belastung, sondern kennzeichnet generell sensitive Arten – die Überschneidung mit dem Modul „Saprobie“ ist daher gering (Böhmer et al 1999).

Gewässertypengruppe Mittelgebirgsbäche

Tabelle 17: Typen 5-7: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt. In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	Plecoptera [%] (Ind.)	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	Shannon-Wiener-Index	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	Rheoindex (HK)	Steinbesiedler [%] (HK)	Xenosaprobe [%] (HK)
Prims	5	2	4 (0,24)	5 (0,01)	4 (0,31)	5 (0,1)	5 (0,09)	2 (0,61)	4 (0,34)	
Oder	5	2	1 (0,84)	1 (1,0)	1 (0,87)	3 (0,46)	2 (0,77)	1 (0,93)	1 (1,0)	
Große Pyra	5	3	2 (0,75)	1 (1,0)	2 (0,79)	5 (0,09)	1 (0,93)	2 (0,66)	1 (1,0)	
r			-	-	-	-	-	-	-	
Eußerbach	5.1	2	3 (0,45)	3 (0,44)	4 (0,38)	1 (0,82)				5 (0,16)
Jossklein	5.1	1-2	4 (0,27)	5 (0,0)	3 (0,58)	4 (0,38)				5 (0,1)
Kaiserbach	5.1	4	4 (0,36)	5 (0,03)	2 (0,72)	4 (0,36)				4 (0,32)
Kleine Enz	5.1	1	2 (0,8)	3 (0,59)	1 (1,0)	1 (0,97)				2 (0,64)
Schlierbach	5.1	2	2 (0,77)	1 (1,0)	1 (0,95)	2 (0,72)				3 (0,42)
r			-	-	-	-				-
Hummerbach	6	2-3	3 (0,44)	5 (0,11)	2 (0,7)	5 (0,14)	5 (0,17)	1 (0,91)	3 (0,59)	
Königseer Rinne	6	3	3 (0,52)	5 (0,08)	3 (0,5)	2 (0,62)	4 (0,36)	3 (0,53)	1 (1,0)	
Moschelbach	6	4	5 (0,09)	5 (0,0)	5 (0,0)	5 (0,0)	5 (0,11)	5 (0,0)	3 (0,43)	
Nette	6	3	4 (0,34)	5 (0,0)	3 (0,48)	3 (0,53)	5 (0,12)	2 (0,61)	4 (0,29)	
Odenbach	6	2	5 (0,19)	5 (0,07)	4 (0,28)	5 (0,07)	5 (0,11)	3 (0,53)	5 (0,16)	

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_ Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	Plecoptera [%] (Ind.)	Fauna-Index Mittelge- birgsbäche	Shannon-Wiener-Index	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	Rheoindex (HK)	Steinbesiedler [%] (HK)	Xenosprobe [%] (HK)
Westerbach	6	4	5 (0,02)	5 (0,0)	5 (0,0)	5 (0,0)	5 (0,1)	5 (0,0)	5 (0,0)	
Wipfra	6	4	5 (0,15)	5 (0,0)	5 (0,19)	3 (0,58)	5 (0,0)	5 (0,0)	5 (0,14)	
Aich	6	2-3	4 (0,21)	5 (0,0)	4 (0,21)	3 (0,46)	4 (0,21)	5 (0,17)	4 (0,22)	
Rot	6	1	1 (0,84)	1 (0,89)	1 (0,82)	2 (0,65)	2 (0,74)	1 (0,91)	1 (1,0)	
Walzbach	6	3	4 (0,28)	5 (0,0)	3 (0,55)	5 (0,17)	3 (0,45)	3 (0,53)	5 (0,0)	
r			0,66	0,54	0,71	0,33	0,62	0,77	0,43	
Felda	7	4	3 (0,49)	5 (0,04)	2 (0,67)	1 (0,93)	4 (0,35)	3 (0,56)	3 (0,4)	
Helbe	7	4	5 (0,07)	5 (0,0)	4 (0,28)	5 (0,0)	5 (0,16)	5 (0,0)	5 (0,0)	
Pferdebach	7	3	3 (0,57)	5 (0,16)	1 (0,8)	3 (0,41)	3 (0,48)	1 (0,99)	3 (0,58)	
Eyach	7	3	3 (0,58)	5 (0,19)	2 (0,79)	2 (0,63)	3 (0,55)	1 (0,83)	3 (0,49)	
Erlenbach	7	4	4 (0,29)	5 (0,0)	5 (0,0)	4 (0,27)	4 (0,22)	2 (0,65)	2 (0,63)	
Lipbach	7	2	2 (0,64)	5 (0,09)	1 (1,0)	4 (0,22)	2 (0,68)	1 (1,0)	1 (0,87)	
Netra	7	3	2 (0,6)	4 (0,22)	1 (0,8)	1 (0,91)	3 (0,48)	2 (0,79)	4 (0,4)	
r			0,93	0,7	0,93	0,04	0,93	0,93	0,53	

Das Bewertungssystem für Typ 5 wurde mit einem sehr umfangreichen Datensatz hergeleitet und daher nur an wenigen Stellen überprüft. Für zwei der drei Probestellen ist die Bewertung tendenziell „zu gut“, für eine Probestelle ist sie deutlich schlechter, als von den Bearbeitern vor Ort eingestuft. Diese Einstufung zeigt sich bei fast allen Metrics.

Wie bei Typ 5 wurde der umfangreiche Datensatz innerhalb des Praxistests nur an wenigen Stellen des Typs 5.1 überprüft. Von den fünf überprüften Stellen stimmt zweimal die Voreinstufung der Bearbeiter mit der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ überein. Dreimal zeigt sich die Tendenz der Bearbeiter, die Probestellen besser zu bewerten als das Modul. Auffällig ist das schlechte Abschneiden des Metrics „Plecoptera [%] (Ind.)“ an den Probestellen von Jossklein und Kaiserbach.

Die vergleichsweise hohe Zahl beprobter Gewässer des Typs 6 schlägt sich in deutlicheren Korrelationen, als für viele andere Typen festgestellt, nieder. Das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ und zwei der sechs Core Metrics korrelieren signifikant, zwei weitere Metrics (Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.), Plecoptera [%] (Ind.)) befinden sich knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

Trotz einer geringen Zahl beprobter Gewässer des Typs 7 zeigen sich deutliche Korrelationen: das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ und drei der sechs Core Metrics korrelieren signifikant, ein weiterer Metric (Plecoptera [%] (Ind.)) befindet sich knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsflüsse“

Tabelle 18: Typen 9-9.2: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt. In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	EPT [%] (HK)	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	Shannon-Wiener-Index	Metarhithal-Besiedler [%] (Ind.)	Rheindex (HK)	Pelal-Besiedler [%] (HK)
Flöha	9	4	2 (0,67)	2 (0,74)	2 (0,64)	2 (0,69)	2 (0,71)	1 (0,86)	4 (0,38)
Kyll	9	3	3 (0,47)	4 (0,3)	2 (0,71)	5 (0,1)	2 (0,7)	2 (0,68)	4 (0,31)
Bode	9	2-3	2 (0,64)	4 (0,38)	1 (1,0)	5 (0,0)	2 (0,7)	2 (0,76)	1 (1,0)
Jossa	9	3	2 (0,66)	3 (0,45)	2 (0,76)	2 (0,75)	2 (0,69)	1 (0,82)	3 (0,46)
r			-	-	-	-	-	-	-
Jagst	9.1	1-2	3 (0,57)	2 (0,62)	2 (0,68)	2 (0,61)	5 (0,13)	2 (0,76)	3 (0,6)
Kocher	9.1	3-4	4 (0,36)	5 (0,2)	3 (0,42)	4 (0,26)	5 (0,13)	4 (0,29)	1 (0,88)
Alsenz	9.1	3	3 (0,41)	5 (0,14)	2 (0,65)	2 (0,79)	4 (0,33)	4 (0,35)	5 (0,19)
Appelbach	9.1	4	4 (0,29)	5 (0,06)	4 (0,4)	5 (0,1)	4 (0,23)	5 (0,0)	1 (0,94)
Schwülme	9.1	3	2 (0,75)	3 (0,54)	1 (0,81)	2 (0,62)	2 (0,73)	1 (0,98)	1 (0,85)
Pfrimm	9.1	3	3 (0,52)	4 (0,33)	1 (0,87)	3 (0,55)	3 (0,55)	5 (0,13)	2 (0,7)
Rodach	9.1	3	4 (0,31)	4 (0,26)	4 (0,37)	3 (0,48)	5 (0,11)	5 (0,17)	3 (0,5)
Gera	9.1	2	3 (0,49)	3 (0,47)	3 (0,57)	3 (0,42)	2 (0,6)	3 (0,46)	3 (0,4)
Wutach	9.1	1	2 (0,78)	1 (1,0)	1 (1,0)	3 (0,57)	3 (0,42)	1 (0,98)	2 (0,7)
r			0,81	0,88	0,68	0,46	0,26	0,76	0,49
Ruhr	9.2	2	3 (0,48)	2 (0,78)	3 (0,57)	3 (0,5)	2 (0,69)	4 (0,21)	5 (0,15)
Sieg	9.2	2	2 (0,6)	2 (0,73)	3 (0,59)	3 (0,6)	4 (0,26)	1 (0,87)	3 (0,56)
Blies	9.2	2	4 (0,27)	4 (0,34)	5 (0,0)	3 (0,52)	2 (0,77)	5 (0,0)	5 (0,0)
Eder	9.2	3	3 (0,6)	2 (0,77)	5 (0,09)	3 (0,52)	1 (1,0)	2 (0,79)	3 (0,42)
Nahe	9.2	2	3 (0,45)	3 (0,57)	4 (0,29)	1 (0,89)	3 (0,43)	3 (0,54)	5 (0,0)
r			-	-	-	-	-	-	-

Nur vier Gewässer des Typs 9, für den ein sehr umfangreicher Datensatz bei der Entwicklung des Systems vorlag, wurden beprobt. Auffällig ist das Abschneiden der ersten Probestelle (Flöha), die von dem Bewertungssystem deutlich besser bewertet wird als von den Bearbeitern vor Ort. Allerdings wird das Gewässer auch von den Bearbeitern der Länder als „gut“ eingestuft.

Trotz einer geringen Zahl beprobter Gewässer zeigen sich bei Typ 9.1 deutliche Korrelationen zwischen der Voreinstufung der Bearbeiter und der Bewertung: das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ und zwei der sechs Core Metrics korrelieren signifikant,

ein weiterer Metric (Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse) befindet sich knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

Die fünf untersuchten Probestellen des Typs 9.2 sind nach der Voreinstufung der Bearbeiter in einem guten bis mäßigen Zustand. Dies wird mit Ausnahme einer Stelle auch durch die Bewertung abgebildet.

Gewässertypengruppe „Mineralische geprägte Tieflandbäche und -flüsse“

Tabelle 19: Typen 14-19: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt. In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	EPT [%] (HK)	Fauna-Index Tieflandbäche oder -flüsse	Potamon-Typie-Index	Shannon-Wiener-Index	Anzahl Plcoptera	Anzahl Trichoptera	Rheophile [%] (HK)	Zerkleinerer [%] (Ind.)	Hyporhithal-Besiedler [%] (Ind.)
Kleiner Hellbach	14	1	4 (0,39)	4 (0,39)	4 (0,36)		2 (0,66)	4 (0,33)		3 (0,41)	5 (0,17)	
Aller	14	3-4	5 (0,2)	5 (0,0)	5 (0,0)		5 (0,14)	5 (0,0)		4 (0,3)	2 (0,76)	
Goldbach	14	2-3	2 (0,67)	2 (0,69)	1 (0,93)		4 (0,32)	2 (0,67)		4 (0,39)	1 (1,0)	
Katzbach	14	3	5 (0,2)	4 (0,23)	5 (0,2)		5 (0,14)	5 (0,0)		4 (0,35)	4 (0,25)	
Swinow	14	3-4	4 (0,3)	5 (0,14)	4 (0,36)		4 (0,37)	5 (0,0)		5 (0,14)	2 (0,8)	
Ihle	14	3	3 (0,53)	3 (0,53)	3 (0,6)		5 (0,19)	4 (0,33)		3 (0,54)	1 (1,0)	
Olbitzgraben	14	1	2 (0,68)	2 (0,76)	2 (0,77)		4 (0,33)	2 (0,67)		2 (0,73)	1 (0,85)	
r			0,7	0,81	0,59		0,48	0,81		0,81	0,01	
Schaale	15	1-2	3 (0,51)	4 (0,39)	2 (0,74)		2 (0,62)		4 (0,33)	2 (0,62)	4 (0,35)	
Ehle	15	2-3	5 (0,12)	5 (0,19)	5 (0,07)		4 (0,29)		5 (0,07)	5 (0,1)	5 (0,0)	
r			-	-	-		-		-	-	-	
Ohre	15_g	2-3	3 (0,52)	3 (0,55)		3 (0,43)	4 (0,32)			3 (0,53)		2 (0,78)
r			-	-		-	-			-		-
Alpbach	16	2	4 (0,26)	5 (0,2)	4 (0,37)				3 (0,42)		5 (0,07)	
Ösper	16	4	4 (0,23)	5 (0,14)	5 (0,0)				3 (0,5)		4 (0,29)	
Ösper	16	4	3 (0,45)	3 (0,57)	5 (0,0)				1 (1,0)		4 (0,25)	
Stockumer Bach	16	4	5 (0,08)	5 (0,05)	5 (0,07)				5 (0,17)		5 (0,03)	
Hopfenbach	16	1-2	2 (0,71)	4 (0,3)	1 (0,8)				2 (0,75)		1 (1,0)	
Albrechtsbach	16	3	4 (0,38)	4 (0,38)	3 (0,47)				3 (0,58)		5 (0,07)	
Bornbach	16	2	2 (0,71)	1 (0,83)	1 (0,94)				1 (0,83)		4 (0,25)	
Bornbach	16	2	2 (0,67)	1 (0,82)	2 (0,8)				1 (0,83)		4 (0,21)	
Dahle	16	3	4 (0,35)	5 (0,09)	3 (0,49)				3 (0,42)		3 (0,41)	
Luppa	16	4	2 (0,7)	2 (0,65)	4 (0,34)				1 (1,0)		1 (0,83)	
r			0,52	0,29	0,86				0,02		0,1	

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_ Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	EPT [%] (HK)	Fauna-Index Tieflandbäche oder -flüsse	Potamon-Typie-Index	Shannon-Wiener-Index	Anzahl Plecoptera	Anzahl Trichoptera	Rheophile [%] (HK)	Zerkleinerer [%] (Ind.)	Hyporhithal-Besiedler [%] (Ind.)
Gehle	17	4	3 (0,43)	5 (0,1)	5 (0,05)		3 (0,47)		3 (0,53)	3 (0,5)	1 (0,91)	
Ilmenau	17	3	3 (0,51)	3 (0,52)	1 (0,92)		3 (0,45)		4 (0,33)	2 (0,77)	5 (0,05)	
Spree	17	2	3 (0,44)	4 (0,3)	2 (0,73)		2 (0,66)		4 (0,27)	2 (0,7)	5 (0,0)	
r			-	-	-		-		-	-	-	
Ahse	18	2	4 (0,38)	5 (0,1)	3 (0,43)		2 (0,68)	5 (0,0)		4 (0,32)	2 (0,76)	
Bewerbach	18	2-3	5 (0,07)	5 (0,0)	5 (0,12)		4 (0,24)	5 (0,0)		5 (0,0)	5 (0,06)	
Blögge	18	2-3	4 (0,33)	3 (0,42)	3 (0,49)		4 (0,39)	5 (0,0)		4 (0,22)	3 (0,48)	
Schledde	18	3-4	4 (0,21)	5 (0,0)	5 (0,19)		3 (0,43)	4 (0,33)		5 (0,02)	4 (0,29)	
Hache	18	1-2	2 (0,64)	2 (0,63)	1 (0,93)		2 (0,65)	2 (0,67)		3 (0,53)	3 (0,41)	
Bornau	18	4	4 (0,01)	5 (0,0)	5 (0,04)		5 (0,0)	5 (0,0)		5 (0,0)	5 (0,01)	
Hache	18	3-4	4 (0,33)	5 (0,0)	2 (0,67)		5 (0,11)	4 (0,33)		4 (0,24)	2 (0,6)	
Kleine Jana	18	3	5 (0,12)	5 (0,0)	5 (0,04)		4 (0,29)	5 (0,0)		4 (0,27)	5 (0,01)	
Sarre	18	4-5	5 (0,11)	5 (0,0)	5 (0,0)		4 (0,21)	5 (0,0)		5 (0,19)	4 (0,25)	
r			0,68	0,78	0,67		0,76	0,2		0,6	0,44	
Palme	19	-	4 (0,38)	4 (0,36)	3 (0,47)		3 (0,49)			4 (0,35)	4 (0,22)	
Alte Oder	19	4	4 (0,24)	5 (0,15)	5 (0,08)		2 (0,63)			5 (0,0)	4 (0,37)	
Buderoser Mühlenfließ	19	2	3 (0,52)	2 (0,61)	2 (0,65)		3 (0,49)			2 (0,61)	4 (0,22)	
Dahle	19	3	5 (0,1)	5 (0,18)	5 (0,16)		5 (0,04)			5 (0,11)	5 (0,01)	
Hegbach	19	2	4 (0,29)	4 (0,33)	1 (0,86)		5 (0,0)			4 (0,24)	5 (0,04)	
Kremitz	19	3	3 (0,4)	2 (0,61)	4 (0,34)		4 (0,3)			5 (0,0)	2 (0,75)	
Tanger	19	3	3 (0,41)	3 (0,41)	5 (0,17)		3 (0,59)			5 (0,09)	2 (0,78)	
Wagbach	19	3-4	4 (0,29)	5 (0,14)	5 (0,14)		3 (0,56)			5 (0,09)	3 (0,54)	
Innerer Rhein	19	2	3 (0,52)	2 (0,63)	3 (0,46)		3 (0,49)			3 (0,41)	2 (0,64)	
r			0,53	0,64	0,93		0,39			0,82	0,23	

Bei den im Rahmen des Praxistests beprobten *Sandgeprägten Tieflandbächen* (Typ 14) korrelieren drei der sechs Core Metrics signifikant mit der Voreinstufung (Rheophile [%] (HK), EPT [%] (HK), Anzahl Plecoptera); das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ liegt knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

Im Rahmen des Praxistests wurden nur zwei Stellen des Typs 15 und eine Stelle des Typs 15_groß (Einzugsgebiet > 1.000 km²) beprobt, wobei umfangreiche Datensätze für die Entwicklung der Systeme vorlagen. Bei Typ 15 weichen die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ und der größere Teil der Core Metric-Ergebnisse von der Einschätzung der Bearbeiter ab. Bei Typ 15_groß stimmt die Bewertung anhand des Moduls „Allgemeine Degradation“ mit der Voreinstufung überein.

Trotz der vergleichsweise höheren Zahl beprobter Gewässer des Typs 16 zeigt nur der „Fauna-Index Tieflandbäche“ eine signifikante Korrelation mit der Voreinstufung. Das

Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ liegt oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation, lässt aber einen Zusammenhang mit der Voreinstufung erkennen.

Von Typ 17 wurden im Rahmen des Praxistests nur drei Stellen beprobt. Die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ unterscheiden sich nicht wesentlich, d. h. um mehr als eine Klasse von der Voreinstufung der Bearbeiter, weisen also in die gleiche Richtung. Die Ergebnisse der „Shannon-Wiener-Diversität“ führen zu ähnlichen Einschätzungen wie die Voreinstufung der Bearbeiter. Drei weitere Metrics (Fauna-Index Tieflandflüsse, Rheophile [%] (HK), EPT [%] (HK)) führen nur für einzelne Stellen zu der gleichen Einschätzung wie die der Bearbeiter. Die Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“ und „Anzahl Trichoptera“ scheinen zur Einschätzung der vorliegenden Daten nur bedingt geeignet.

Bei Fließgewässertyp 18 korrelieren sowohl das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ als auch die Ergebnisse der einzelnen Core Metrics hoch mit der Voreinstufung der Bearbeiter. Die Korrelationen sind, mit Ausnahme des Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“, signifikant oder befinden sich knapp oberhalb der Grenze von 0,05.

Zwei Metrics korrelieren bei Fließgewässertyp 19 signifikant mit der Voreinstufung der Bearbeiter (Fauna-Index Tieflandbäche, Rheophile [%] (HK)).

Gewässertypengruppe „Organisch geprägte Tieflandbäche und –flüsse“

Tabelle 20: Typen 11 und 12: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt. In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	EPT [%] (HK)	Fauna-Index Tieflandbäche oder -flüsse	Shannon-Wiener-Index	Rheophile [%] (HK)	Zerkleinerer [%] (Ind.)
Zellwieser Mühlbach	11	1-2	3 (0,59)	5 (0,19)	3 (0,46)	4 (0,31)	1 (1,0)	1 (1,0)
Tegeler Fließ	11	3	4 (0,27)	4 (0,31)	5 (0,02)	2 (0,68)	5 (0,0)	4 (0,34)
Pätzer Fließ	11	1	4 (0,39)	3 (0,53)	4 (0,37)	1 (0,81)	5 (0,0)	4 (0,25)
Sernitz	11	2	3 (0,55)	3 (0,53)	1 (0,89)	2 (0,6)	5 (0,09)	2 (0,62)
Stöbber	11	3-4	2 (0,65)	3 (0,59)	2 (0,7)	2 (0,7)	3 (0,45)	1 (0,82)
Nebel	11	2-3	4 (0,27)	4 (0,3)	2 (0,61)	4 (0,37)	5 (0,0)	5 (0,06)
Niers	11	3-4	3 (0,41)	4 (0,34)	5 (0,06)	5 (0,17)	3 (0,49)	1 (1,0)
Tangrimbach	11	4	4 (0,3)	5 (0,19)	5 (0,04)	2 (0,62)	5 (0,0)	2 (0,63)
Emmelke	11	2	5 (0,17)	4 (0,27)	4 (0,25)	4 (0,31)	5 (0,0)	5 (0,02)
Grove	11	2-3	4 (0,3)	2 (0,62)	4 (0,3)	3 (0,48)	5 (0,0)	5 (0,12)
Schwinge	11	2-3	4 (0,38)	3 (0,52)	4 (0,34)	2 (0,75)	5 (0,19)	5 (0,13)
Schwinge	11	2-3	4 (0,22)	5 (0,17)	4 (0,34)	3 (0,45)	5 (0,08)	5 (0,06)
r			0,52	0,21	0,18	0,37	0,09	0,57
Alter Rhin	12	2-3	5 (0,11)	5 (0,0)	5 (0,17)	4 (0,37)	5 (0,0)	5 (0,0)
Finow	12	3	3 (0,42)	5 (0,15)	1 (0,85)	4 (0,26)	2 (0,62)	4 (0,21)
Löcknitz	12	1-2	4 (0,3)	4 (0,31)	5 (0,11)	3 (0,54)	5 (0,15)	3 (0,4)
Tollense	12	4	4 (0,33)	5 (0,06)	3 (0,48)	3 (0,57)	5 (0,17)	4 (0,38)
Niers	12	2-3	4 (0,29)	5 (0,0)	5 (0,17)	4 (0,39)	4 (0,28)	2 (0,62)
Niers	12	4	4 (0,35)	5 (0,02)	5 (0,17)	4 (0,27)	4 (0,29)	1 (1,0)
Suedradde	12	3	4 (0,29)	5 (0,18)	4 (0,27)	3 (0,59)	3 (0,44)	5 (0,0)
r			0,63	0,5	0,02	0,09	0,04	0,43

Für alle organisch geprägten Bäche und Flüsse (Typen 11 und 12) wurde zunächst, gemäß der Verfahrensbeschreibung, der „Fauna-Index organische Bäche“ berechnet. Da aufgrund der berechneten Werte in keinem Fall die Qualitätsklasse „sehr gut“ vergeben wurde, wurde für alle Probestellen der multimetrische Index aus den in Tabelle 20 dargestellten Core Metrics berechnet.

Bei den *Organisch geprägten Bächen* zeigen sich zwischen den Ergebnissen des Bewertungsverfahrens und der Voreinstufung der Länder keine signifikanten Korrelationen.

Lediglich die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ und die des Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“ befinden sich knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

Auch bei den Gewässern des Typs 12 zeigen sich zwischen den Ergebnissen des Bewertungsverfahrens und der Voreinstufung der Länder keine signifikanten Korrelationen.

Typ 21 „Seeausflussgeprägte Fließgewässer“

Tabelle 21: Typ 21: Voreinstufung der Bearbeiter, Bewertungsergebnisse und Ergebnisse der Korrelation zwischen Voreinstufung und Bewertung.

VE_Bearbeiter = Voreinstufung Bearbeiter, Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt. In Klammern ist jeweils der der Qualitätsklasse zugrunde liegende Score angegeben.

Gewässer/ Korrelationskoeffizient	Fließgewässertyp	VE_Bearbeiter	Modul AD: Qk (Score)	EPT [%] (HK)	Fauna-Index Tieflandflüsse	Oligosaprobe [%] (HK)	# Trichoptera	Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)
Küstrinchenbach	21 1-2	1 (0,91)	1 (1,0)	1 (1,0)	2 (0,69)	1 (1,0)	2 (0,79)	
Schlaube	21 1	2 (0,75)	3 (0,52)	1 (0,86)	3 (0,6)	1 (1,0)	2 (0,78)	
Schwärze	21 1	2 (0,65)	3 (0,43)	1 (1,0)	4 (0,32)	2 (0,67)	2 (0,78)	
Welse	21 1-2	4 (0,22)	3 (0,43)	5 (0,0)	4 (0,33)	5 (0,11)	3 (0,45)	
Alz	21 1	1 (0,89)	1 (0,81)	1 (1,0)	1 (0,98)	3 (0,56)	1 (1,0)	
Amper	21 2-3	2 (0,63)	1 (0,81)	3 (0,44)	1 (1,0)	2 (0,78)	5 (0,0)	
Havel	21 4	3 (0,45)	1 (0,0)	5 (0,04)	5 (0,0)	1 (1,0)	2 (0,65)	
Oberer Schlie- renseebach	21 2	3 (0,52)	2 (0,72)	3 (0,6)	4 (0,36)	1 (0,89)	5 (0,12)	
Schwentine	21 2	3 (0,59)	1 (0,83)	3 (0,58)	3 (0,47)	2 (0,67)	5 (0,0)	
r		0,59	0,48	0,7	0,15	0,28	0,7	

Bei den im Rahmen des Praxistests beprobten *Seeausflussgeprägten Fließgewässern* korrelieren zwei der fünf Core Metrics signifikant mit der Voreinstufung (Fauna-Index Tieflandflüsse, Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)). Das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ liegt knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

4.1.2. Ergebnisse Auswertung „Länderpraxistests“

Die folgende Tabelle fasst die wesentlichen Anmerkungen der Ländervertreter im Anschluss an die ländereigenen Praxistests zusammen.

Tabelle 22: Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Praxistests der Länder mit Anmerkungen aus Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein. MMI = multimetrischer Index

Gewässertyp	Kommentare
Alle Typen:	<ul style="list-style-type: none"> Für das Modul „Allgemeine Degradation“ nur solche Metrics verwenden, die keinen unmittelbaren Zusammenhang zur organischen Belastung zeigen. Der „Shannon-Wiener-Index“ erscheint ungeeignet, da z. T. extreme Abweichungen in der Bewertung vorkommen, die beispielsweise abhängig von natürlichen Massenvorkommen einer Art sind. Keine festen Klassengrenzen nach der Umrechnung der Metric-Werte in Scores (0-1) setzen, da keine lineare Ursachen-Wirkungsbeziehung angenommen werden kann.
1-4:	<ul style="list-style-type: none"> Der längszonale Aspekt sollte bei der Bewertung der größenübergreifenden Typen 1 bis 3 stärker berücksichtigt werden. Der MMI für Typ 1 deckt nicht alle Metric-Typen ab; hier sollte eine Orientierung an den Mittelgebirgstypen erfolgen. Die Subtypen 2.1 und 3.1 bzw. 2.2 und 3.2 ähneln den Typen 7 bzw. 9, was bei einer Überarbeitung des Moduls „Allgemeine Degradation“ berücksichtigt werden sollte. Das noch zu entwickelnde Modul „Allgemeine Degradation“ für Typ 4 sollte sich an der Bewertung der Alpenvorland- und Mittelgebirgsgewässer orientieren
5-7:	<ul style="list-style-type: none"> Die oberen Ankerpunkte für den Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ sind zu hoch, zudem ist der Metric zu anfällig gegenüber dem Zeitpunkt der Probenahme und könnte z. B. durch den Metric „EPTC [%] (Ind.)“ ersetzt werden. Der Metric „Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ ist für die Untersuchung der unteren Bachabschnitte ungeeignet, da der Anteil hier deutlich geringer ist als in den Oberläufen; mögliche Alternative: „Epi- und Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ Der obere Ankerpunkt für den Metric „Epithithral-Besiedler [%] (Ind.)“ ist bei Typ 5 mit 42 % sehr hoch angesetzt Der Metric „Steinbesiedler „AHT 1“ [%] (HK)“ liefert für die Typen 5 und 6 häufig nicht nachvollziehbare Ergebnisse. Der multimetrische Index für Typ 5.1 deckt nicht alle Metric-Typen ab. Der Metric „Xenosaprobe [%] (HK)“ sollte für Typ 5.1 gestrichen werden.
9-9.2:	<ul style="list-style-type: none"> Die Ankerpunkte des Metrics „EPT [%] (HK)“ sind zu hoch. Der Metric „Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ ist für die Untersuchung der unteren Flussabschnitte ungeeignet, da der Anteil hier deutlich geringer ist als in den Oberläufen; mögliche Alternative: „Hyporhithral- und Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.)“ Der obere Ankerpunkt für den Metric „Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ ist zu hoch. Es handelt sich bei den Typen 9-9.2 um Gewässer des Hyporhithrals und des Epipotamals; es erscheint daher sinnvoll, diese Anteile in die Bewertung aufzunehmen. Die Bewertung des Metrics „Pelal-Besiedler [%] (Ind.)“ ist stark vom Bestimmungsniveau der Chironomiden abhängig. Massenaufkommen eines nicht als rheophil eingestuft Taxons führen bei Typ 9 zu einem verzerrten Ergebnis des Metrics „Rheoindex (HK)“.
10:	<ul style="list-style-type: none"> Die Bewertung sollte multimetrisch erfolgen, weswegen neben dem Potamon-Type-Index weitere Metrics in die Bewertung eingehen sollten.
11-19:	<ul style="list-style-type: none"> Für die Fauna-Indizes Tieflandbäche bzw. organisch geprägte Bäche und Flüsse sind zu wenig Taxa als Indikatoren eingestuft. Die oberen Ankerpunkte der Metrics „EPT [%] (HK)“ und „Rheophile [%] (HK)“ sind für die Typen 11 und 12 zu hoch angesetzt Die Eignung der Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“, „Anzahl Plecoptera“ und „Anzahl Trichoptera“ sollte überprüft werden. Das Modul „Allgemeine Degradation“ zur Bewertung des Typs 17 ist zu hinterfragen. Die Ankerpunkte der Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“ und „EPT [%] (HK)“ für Typ 19 sind zu hoch.
21:	<ul style="list-style-type: none"> Eine einheitliche Bewertung der nord- und süddeutschen Seeausflüsse erscheint nicht zweckmäßig. Die Metrics „Xenosaprobe [%] (Ind.)“ und „Oligosaprobe [%] (Ind.)“ erscheinen für diesen Typ unplausibel. Geeignete Metrics für den Typ 21 sind: „Gastropoda [%] (Ind.)“, „Litoral [%] (Ind.)“, „Phytal [%] (Ind.)“, „LTI“.

Die folgenden beiden Tabellen beziehen sich auf die Daten der Gewässertypen 5 und 9, die im Rahmen des Länderpraxistests „A“ beprobt wurden und geben die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen der gutachterlichen Bewertung sowie den Ergebnissen (in Form der Scores von 0 bis 1) des Moduls „Allgemeine Degradation“ und den Core Metrics wieder.

Tabelle 23: Korrelation zwischen der Bewertung der Gutachter sowie den Ergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und den Core Metrics für den Gewässertyp 5.

Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt

Merkmal 1	Merkmal 2	n	r	p
Bewertung_Gutachter	Modul AD: Qk (Score)	41	0,43	0,005
Bewertung_Gutachter	Plecoptera [%] (Ind.)	41	0,41	0,008
Bewertung_Gutachter	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	41	0,54	0,000
Bewertung_Gutachter	Shannon-Wiener-Index	41	0,51	0,001
Bewertung_Gutachter	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	41	0,17	0,278
Bewertung_Gutachter	Rheoindex (HK)	41	0,06	0,714
Bewertung_Gutachter	Steinbesiedler [%] (HK)	41	0,32	0,039

Bei den beprobten Gewässerabschnitten des Typs 5 korrelieren vier der sechs Core Metrics sowie das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ signifikant mit der Bewertung der Gutachter (Plecoptera [%] (Ind.), Fauna-Index Mittelgebirgsbäche, Shannon-Wiener-Index, Steinbesiedler [%] (HK)).

Tabelle 24: Korrelation zwischen der Bewertung der Gutachter sowie den Ergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und den Core Metrics für den Gewässertyp 9.

Modul AD = Modul „Allgemeine Degradation“, Qk = Qualitätsklasse, Score = Wert von 0-1; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; r = Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation), signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) fett hinterlegt

Merkmal 1	Merkmal 2	n	r	p
Bewertung_Gutachter	Modul AD: Qk (Score)	24	0,66	0,000
Bewertung_Gutachter	EPT [%] (HK)	24	0,39	0,059
Bewertung_Gutachter	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	24	0,34	0,101
Bewertung_Gutachter	Shannon-Wiener-Index	24	0,66	0,000
Bewertung_Gutachter	Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)	24	0,46	0,023
Bewertung_Gutachter	Rheoindex (HK)	24	0,35	0,089
Bewertung_Gutachter	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)	24	0,41	0,049

Bei den Mittelgebirgsflüssen des Typs 9 zeigen drei der sechs Core Metrics sowie das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ signifikante Korrelationen mit der Bewertung der Gutachter (Shannon-Wiener-Index, Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.), Pelal-Besiedler [%] (Ind.)); ein weiterer Metric (EPT [%] (HK)) befindet sich knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation.

4.2. Diskussion

4.2.1. Methodische Aspekte

Der Datensatz aus dem „Bundesweiten Praxistest“, der für den ersten Validierungsschritt des Moduls „Allgemeine Degradation“ herangezogen werden kann, ist mit 136 Proben, verteilt auf alle Gewässertypen, vergleichsweise klein aber sehr homogen, so dass der Vergleich der Bewertungsergebnisse mit der Einschätzung der Bearbeiter vor Ort (Voreinstufung Bearbeiter) bzw. der Einschätzung der zuständigen Bearbeiter in den Bundesländern (Voreinstufung Länder) Rückschlüsse auf die Funktionalität des Bewertungsmoduls zulässt. Da der Datensatz für die meisten Gewässertypen sehr viel kleiner ist als der Datensatz, der zur Entwicklung des Moduls verwendet wurde, können aus diesem Validierungsschritt lediglich Hinweise auf eine notwendige Weiterentwicklung der multimetrischen Indizes der einzelnen Gewässertypen abgeleitet werden.

Ein weiterer Punkt, der hinsichtlich der Beurteilung der Funktionalität des Moduls „Allgemeine Degradation“ berücksichtigt werden muss, ist die Tatsache, dass Voreinstufungen die Bewertung auf Grundlage eines multimetrischen Indexes nicht ersetzen können und sollen und die „Realität“ daher nur annähernd widerspiegeln. Erkennen lassen sich durch den Vergleich der Bewertungsergebnisse mit der Einschätzung der Bearbeiter systematische Fehler im Bewertungssystem: Ankerpunkte, die tendenziell zu gute oder zu schlechte Ergebnisse anzeigen oder einzelne Core Metrics, die bei einem Großteil der betrachteten Stellen unplausible Ergebnisse liefern. Nicht direkt zu erklären sind Abweichungen zwischen der Einschätzung der Bearbeiter und dem Bewertungsergebnis, wenn diese Unterschiede auf die Fähigkeit der benthischen Makroinvertebraten zurückzuführen sind, Auswirkungen von Beeinträchtigungen zu indizieren, die auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen wirken.

Die Daten aus den Praxistests der Bundesländer, mit deren Hilfe der zweite Validierungsschritt durchgeführt wird, unterscheiden sich stark in Umfang und Detaillierungsgrad, und nicht immer basieren die Anregungen und Hinweise zum Modul „Allgemeine Degradation“ auf einer für Außenstehende nachvollziehbaren Datengrundlage.

Da die Bearbeiter in den Bundesländern „ihre“ Gewässer gut und oft über einen längeren Zeitraum kennen, können sie beurteilen, ob die Bewertung auf Grundlage des Moduls „Allgemeine Degradation“ zu einer richtigen Reihung in Bezug auf den ökologischen Zustand führt. Nicht selten zeigt sich jedoch die Tendenz, die Gewässer „zu gut“ einzuschätzen; Gründe hierfür könnten das Fehlen natürlicher oder naturnaher Gewässerabschnitte sein – die Einschätzung erfolgt demnach eher „best of“ oder in dem Bestreben, die „eigenen“ Gewässer nicht zu schlecht abschneiden zu lassen. Ähnliches gilt auch für die Daten aus dem Praxistest „A“ mit dem Unterschied, dass es sich um eine rein biotische, sehr sorgfältig dokumentierte gutachterliche Bewertung handelt.

Wichtig sind zudem die Hinweise aus den Ländern hinsichtlich der Akzeptanz der einzelnen Core Metrics bei den Anwendern; ein Punkt, der in der Regel nicht mit Daten zu belegen ist.

Trotz der genannten Einschränkungen liefern die Ergebnisse der verschiedenen Praxistests in Kombination mit den in Bearbeitungsphase III durchgeführten Neuberechnungen auf Grundlage einer verbesserten Datenbasis entscheidende Hinweise für die Überarbeitung des Moduls „Allgemeine Degradation“.

4.2.2. Folgerungen aus dem „Bundesweiten Praxistest“ und den „Länderpraxistests“

Die erste Version des Moduls „Allgemeine Degradation“ bewährt sich im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ und der „Länderpraxistests“. Die Ergebnisse der Praxistests legen Überarbeitungsbedarf bei den Ankerpunkten verschiedener Core Metrics oder bei der Zusammensetzung einiger multimetrischer Indizes offen, stellen aber nicht die Konzeption der Bewertung in Frage. Ein Modul „Allgemeine Degradation“, konzipiert als multimetrischer Index, ist unter Berücksichtigung der Kriterien der EG-WRRL in der Lage, die Auswirkungen struktureller Degradation und intensiver Landnutzung auf das Makrozoobenthos zu indizieren.

Da Überarbeitungsbedarf vorhanden ist, werden aber neben der Auswertung der Praxistestergebnisse auf jeden Fall Neuberechnungen mit der verbesserten bzw. erweiterten Datengrundlage durchgeführt, um die Hinweise zu erhärten oder zu widerlegen (vgl. hierzu Kapitel 5).

Der Überarbeitungsbedarf ist, wie die nachfolgende Diskussion der Ergebnisse zeigt, bei den einzelnen multimetrischen Indizes unterschiedlich hoch und auf zwei Formen von Kritik / Anmerkungen zurückzuführen: (a) „funktionale Mängel“, (b) Kritik, die die Akzeptanz einzelner Metrics betrifft, wobei bei letzterem Punkt häufig die in der Einleitung erwähnten subjektiv geprägten Erfahrungen im Vordergrund stehen.

Unter der Voraussetzung, dass die Voreinstufungen der Bearbeiter und der Länder mit den in Kapitel 4.2.1 erwähnten Einschränkungen annähernd die „Realität“ hinsichtlich des ökologischen Zustands widerspiegeln und die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ im typischen Fall annähernd der Voreinstufung entsprechen sollten, scheint das Modul „Allgemeine Degradation“ in einigen Fällen unplausibel oder „zu streng“ zu bewerten. Um den notwendigen Überarbeitungsbedarf zu ermitteln, werden für die einzelnen Gewässertypen folgende Punkte diskutiert:

- Ergibt sich aus dem „Bundesweiten Praxistest“ oder mindestens einem der „Länderpraxistests“ ein plausibler Handlungsbedarf?
- Ergibt sich aus einem ermittelten Handlungsbedarf die Notwendigkeit, die Ankerpunkte anzupassen?
- Liefern einzelne Core Metrics bei einem Großteil der Probestellen eines Typs unplausible Ergebnisse?

Fließgewässer der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1-4)

Der für die Fließgewässertypen 1-3 ermittelte Handlungsbedarf erscheint trotz der geringen Anzahl an Probestellen plausibel, sollte aber nach Durchführung der Neuberechnungen überprüft werden.

Bei Typ 1 ist eine Anpassung der Ankerpunkte nicht sinnvoll, eher sollte Ersatz für die drei fraglichen Metrics (Xenosaprobe [%] (Ind.), Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.), Lithal-Besiedler [%] (Ind.)) gefunden werden. Hierbei ist eine Berücksichtigung möglichst aller Metric-Typen zu beachten. Für die Typen 2 und 3 ist eine Anpassung der Ankerpunkte für die Metrics „Oligosaprobe [%] (HK)“ (Typen 2, 3), „Shannon-Wiener-Index“ (Typ 2) und „Rhithron-Typie-Index“ (Typ 2) erforderlich, Ersatz sollte für die Metrics „Plecoptera [%] (Ind.)“ (Typen 2, 3) und „Shannon-Wiener-Index“ (Typ 3) ermittelt werden.

Die Neuberechnungen und die Auswahl der Core Metrics werden unter Berücksichtigung der Subtypen durchgeführt (1.1: *Bäche der Kalkalpen*, 1.2: *Kleine Flüsse der Kalkalpen*, 2.1: *Bäche des Alpenvorlandes*, 2.2: *Kleine Flüsse des Alpenvorlandes*, 3.1: *Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes*, 3.2: *Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes*). Die Subtypen 2.1 bzw. 3.1 sollten eine ähnliche Core Metric-Zusammensetzung aufweisen wie der Typ 7 (*Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche*) und die Typen 2.2 bzw. 3.2 wie der Typ 9 (*Silikatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse*).

Ein Modul „Allgemeine Degradation“ für den Typ 4 kann auf Grund der Datenlage erst in Bearbeitungsphase III entwickelt werden und sollte sich dann an der Zusammensetzung der multimetrischen Indizes der anderen Alpenvorlands- und Mittelgebirgsgewässer orientieren.

Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7)

Der im Rahmen der Länderpraxistests ermittelte Handlungsbedarf hinsichtlich des Metrics „Plecoptera [%] (Ind.)“ erscheint plausibel. Der Metric zählt zwar bei allen Mittelgebirgsbach-Typen zu den am höchsten korrelierenden Metrics, ist aber gegenüber dem Zeitpunkt der Probenahme anfälliger als andere Metrics, da der überwiegende Teil der Plecoptera-Taxa die Gewässer sehr früh im Jahr verlässt. Eine Bewertung auf Grundlage dieses Metrics erscheint also nur dann sinnvoll, wenn der Entnahmezeitpunkt der zugrunde liegenden Proben sehr früh im Jahr liegt und eng begrenzt ist (Januar bis März (April)). Eine Überprüfung im Rahmen der Neuberechnungen ist notwendig.

Die mangelnde Eignung des Metrics „Steinbesiedler [%] (HK)“, auf die im Länderpraxistest hingewiesen wird, kann mit den Daten des „Bundesweiten Praxistests“ und den zusätzlichen Auswertungen mit Länderpraxistest-Daten (vgl. Tabelle 23, Tabelle 24) nicht bestätigt werden und wird daher auf Grundlage der Neuberechnungen bestätigt oder widerlegt.

Wiederholt wird bei den Länderpraxistests darauf hingewiesen, dass der Metric „Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ nicht zur Bewertung der Bachunterläufe geeignet ist, da der Anteil hier natürlicherweise etwas geringer ist als in den Bachoberläufen. Auch die Korrelationen, die mit den Länderpraxistest-Daten durchgeführt wurden, weisen auf Probleme mit diesem Core Metric hin. Epirhithralarten sind an die Bedingungen der Bachoberläufe angepasst (u. a. hohe Strömungsgeschwindigkeit, gröbere Sohlsubstrate, gute Sauerstoffversorgung,

struktureiche, flache Uferzonen), weisen aber auch in natürlichen und naturnahen Bachunterläufen, die sehr ähnliche Lebensbedingungen bieten, hohe Individuenanteile auf und müssten daher auch für deren Bewertung geeignet sein. Im Rahmen der Neuberechnungen werden daher zunächst die Ankerpunkte überprüft, die möglicherweise zu hoch angesetzt sind.

Überprüft werden müssen auch die Ankerpunkte und die Eignung des „Rheindex (HK)“, der bei den weiteren Auswertungen eines Länderpraxistests nicht mit der Bewertung der Gutachter korreliert. Ein möglicher Grund könnte sein, dass im Rahmen des Gutachtens der Aspekt der Zönose, den der Rheindex bewertet - das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten – nicht betrachtet wird.

Für Typ 5.1 scheint der Hinweis, den Metric „Xenosaprobe [%] (HK)“ zu streichen, da er neben der Indikation saprobieller Belastung vor allem auf die Auswirkungen struktureller Belastung reagiert, nicht gerechtfertigt (vgl. Kapitel 3.1.1). Bei den Typen 6 und 7 sollten im Rahmen der Neuberechnungen die Ankerpunkte aller Core Metrics betrachtet werden, da sie im Vergleich zur Voreinstufung der Bearbeiter und der Länder zu streng erscheinen.

Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2)

Da im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ nur vier Gewässer des Typs 9 beprobt wurden und sich aus den Daten keine Änderungsvorschläge für den multimetrischen Index ableiten lassen, werden im Folgenden die Ergebnisse der Länderpraxistests diskutiert, und zwar insbesondere die weitergehenden Auswertungen mit den Länderpraxistest-Daten (vgl. Tabelle 23, Tabelle 24).

Ob der Ankerpunkt des Metrics „EPT [%] (HK)“, wie von Bearbeitern eines Länderpraxistests angemerkt, zu hoch ist, muss auf Grundlage der Neuberechnungen überprüft werden. Ebenfalls überprüft wird die Eignung des Metrics „Pelal-Besiedler [%] (Ind.)“; wenn zwischen dem Bestimmungsniveau der Chironomiden und dem Bewertungsergebnis ein zu starker Zusammenhang besteht, sollte der Metric entfallen.

Wiederholt wird bei den Länderpraxistests darauf hingewiesen, dass der Metric „Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ nicht zur Bewertung der Mittelgebirgsflüsse geeignet ist, da es sich um Gewässer des Hyporhithrals und Epipotamals handelt. Metarhithralarten sind an die Bedingungen mittelgroßer Bäche angepasst (u. a. vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeit, gröbere Sohlsubstrate, gute Sauerstoffversorgung, niedrige Sommertemperaturen), weisen aber auch in natürlichen und naturnahen mittelgroßen Flüssen nennenswerte Anteile auf und müssten daher für deren Bewertung geeignet sein – ein Punkt, auf den auch der Korrelationskoeffizient ($r = 0,46$) bei den weitergehenden Auswertungen mit den Länderpraxistest-Daten hinweist (Tabelle 24). Ein Austausch des Metrics scheint also nicht notwendig, wird aber im Rahmen der Neuberechnungen abschließend geprüft.

Überprüft werden müssen die Ankerpunkte und die Eignung des „Rheindex (HK)“, der, wie auch bei Typ 5, bei den weiteren Auswertungen des Länderpraxistests nicht mit der Bewertung der Gutachter korreliert (s. o.).

Der „Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse“ korreliert bei den weiteren Auswertungen eines Länderpraxistests nicht mit der Bewertung der Gutachter. Der Metric indiziert die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatabene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate) und auf Einzugsgebietebene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen), ein Aspekt, der im Rahmen des Gutachtens nicht betrachtet wird. Zudem korreliert der Fauna-Index hoch mit den Parametern des AQEM site protocols ($r = 0,63$) und zeigt sich beim „Bundesweiten Praxistest“ und den weiteren „Länderpraxistests“ als sehr gut für die Bewertung geeignet. Ein plausibler Handlungsbedarf lässt sich daher nicht ableiten.

Die multimetrischen Indizes der Typen 9.1 und 9.2 erweisen sich sowohl mit dem „Original-Datensatz“, mit dem das System entwickelt wurde, als auch mit dem Datensatz des „Bundesweiten Praxistests“ als stabil. Von den vier Metrics, die bei Typ 9.1 nicht mit der Voreinstufung der Bearbeiter des „Bundesweiten Praxistests“ korrelieren (Shannon-Wiener-Index, Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse, Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.), Pelal-Besiedler [%] (Ind.)), werden zwei auch im Rahmen der „Länderpraxistests“ als möglicherweise ungeeignet genannt. Hinsichtlich des Metrics „Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ besteht aus den bei Typ 9 diskutierten Gründen auch für die Typen 9.1 und 9.2 kein plausibler Handlungsbedarf, die Eignung des Metrics „Pelal-Besiedler [%] (Ind.)“ wird überprüft. Generell überprüft wird die Eignung des Metrics „Shannon-Wiener-Index“. Der „Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse“ liegt mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,68$ (Typ 9.1) nur knapp oberhalb der Grenze einer signifikanten Korrelation und sollte auf Grund der oben genannten Gründe in die Bewertung eingehen. Denkbar wäre eine typspezifische Anpassung des ursprünglich für Typ 9 entwickelten Metrics.

Im Rahmen der Neuberechnungen sind die Ankerpunkte aller Core Metrics für Typ 9.1 zu betrachten, da sie im Vergleich zur Voreinstufung der Bearbeiter und der Länder geringfügig zu streng erscheinen.

Mineralisch geprägte Tieflandbäche und –flüsse (Typen 14-19)

Der im Rahmen der „Länderpraxistests“ ermittelte Handlungsbedarf hinsichtlich des Metrics „Anzahl Plecoptera“ (Typen 14 und 16) erscheint plausibel. Der Metric zählt zwar bei den meisten mineralischen Tieflandgewässern zu den am höchsten korrelierenden Metrics, ist aber, wie auch der Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“ bei den Mittelgebirgsbächen, anfällig gegenüber dem Zeitpunkt der Probenahme. Eine Bewertung auf Grundlage der Plecoptera ist also, wie oben beschrieben, nur dann sinnvoll, wenn der Entnahmezeitpunkt der zugrunde liegenden Proben sehr früh im Jahr liegt und eng begrenzt ist (Januar bis März (April)).

Die Eignung des Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“ (Typen 14, 15, 16-19) erscheint auf Grundlage der Ergebnisse aus beiden Praxistests fraglich. Bei Typ 14 beispielsweise zeigen sich keinerlei Korrelationen mit der Voreinstufung der Bearbeiter des „Bundesweiten Praxistests“ – ein mögliches Indiz dafür, dass der Metric regelmäßig zu Fehleinstufungen führt. Eine Überprüfung beider Metrics im Rahmen der Neuberechnungen ist notwendig.

Bei den Typen 15, 15_groß und 17 lassen sich aus den Ergebnissen der Praxistests kaum weitere Hinweise für eine möglicherweise notwendige Überarbeitung der beiden multime-

trischen Indizes ableiten, wobei für die Entwicklung der Systeme vergleichsweise große Datensätze vorlagen. Sollte eine Überarbeitung bei der Überprüfung im Rahmen der Neuberechnungen notwendig werden, wird sie parallel zu der der Typen 14 und 16-18 erfolgen. Da sich die *Kiesgeprägten Tieflandflüsse* (Typ 17) anhand ihrer Biozönose typologisch nicht von den *Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen* (Typ 15) unterscheiden lassen, wird geprüft, ob die beiden Typen zukünftig mit demselben Verfahren bewertet werden können.

Im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ korreliert mit den Datensätzen des Typs 16 nur der „Fauna-Index Tieflandbäche“ mit der Voreinstufung der Bearbeiter. Eine Überprüfung und eventuelle Überarbeitung der Ankerpunkte und Core Metrics auf Grundlage der Neuberechnungen erscheint notwendig. Mit Hilfe der Ergebnisse wird entschieden, ob die Metrics „Zerkleinerer [%] (Ind.)“, „EPT [%] (HK)“ und „Anzahl Trichoptera“ beibehalten werden können, eventuell mit abweichenden Ankerpunkten, oder ob eine leicht veränderte Metric-Kombination zu einem stabileren Ergebnis führt. Da sich die *Kiesgeprägten Tieflandbäche* (Typ 16) anhand ihrer Biozönose typologisch nicht von den *Sandgeprägten Tieflandbächen* (Typ 14) unterscheiden lassen, wird geprüft, ob die beiden Typen zukünftig mit demselben Verfahren bewertet werden können.

Der multimetrische Index des Typs 19 erweist sich anhand der Daten des „Bundesweiten Praxistests“ als noch nicht stabil, da das Modul „Allgemeine Degradation“ und drei der fünf Core Metrics nicht mit der Voreinstufung der Bearbeiter korrelieren. Eine grundsätzliche Überarbeitung des Verfahrens auf Grundlage der Neuberechnungen ist notwendig.

Organisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse

Die multimetrischen Indizes der Typen 11 und 12 erweisen sich mit den Daten des „Bundesweiten Praxistests“ als nicht stabil, da weder das Modul „Allgemeine Degradation“ noch einer der fünf Core Metrics signifikant mit der Voreinstufung der Bearbeiter korrelieren. Handlungsbedarf besteht hinsichtlich der Überprüfung der Ankerpunkte - laut Länderpraxistest sind beispielsweise die Ankerpunkte der Metrics „EPT [%] (HK)“ und „Rheophile [%] (HK)“ zu hoch - und der Validierung der bisher verwendeten Core Metrics.

Denkbar wäre auch die Entwicklung eines „eigenen“ Fauna-Indexes für die organisch geprägten Gewässer (Typen 11 und 12).

Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Typ 21)

Der multimetrische Index des Typs 21 scheint anhand der Daten des „Bundesweiten Praxistests“ stabil zu sein, allerdings wird im Rahmen der „Länderpraxistests“ auf die mangelnde Eignung der Metrics „Oligosaprobe [%] (HK)“ und „Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)“ hingewiesen. Da sich *Seeausflussgeprägte Fließgewässer*, unabhängig von ihrem ökologischen Zustand, hinsichtlich Strömungsbild, Zusammensetzung der Sohlsubstrate und Sauerstoffhaushalt deutlich unterscheiden können (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004), erscheint der Einwand plausibel, keinen Metric zu verwenden, der auf den Sauerstoffgehalt und den gewässermorphologischen Zustand reagiert. Die Gefahr einer fehlerhaften Bewertung ist vergleichsweise groß. Auch der Hinweis, dass *Seeausflussgeprägte Fließgewässer* azonal

sind und daher keine Zonierungsmetrics zur Bewertung herangezogen werden sollten, ist plausibel und wird bei der Überarbeitung des Moduls „Allgemeine Degradation“ berücksichtigt.

5. WEITERENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSMODULS „ALLGEMEINE DEGRADATION“ ZUR ANWENDUNGSREIFE (PHASE III)

5.1. Korrelationsanalysen und Identifikation der Kandidaten- metrics

5.1.1. Ergebnisse

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Nutzungsparametern

In den folgenden beiden Tabellen sind je Fließgewässer- und Metric-Typ die drei Metrics dargestellt, die am höchsten signifikant mit den Nutzungsparametern korrelieren, teilweise ergänzt um Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben (u. a. durch ihre hohe Akzeptanz bei den Anwendern). Die Korrelationsanalysen wurden für 23 der 31 Typen⁹ durchgeführt.

Die Ergebnisse in Tabelle 25 und Tabelle 26 werden im Folgenden gemeinsam besprochen.

Bei den Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes gehören von den 78 Metrics, die in Bearbeitungsphase III bei den Analysen berücksichtigt wurden, 43 zu denen, die bei mindestens einem der Typen am besten mit den Nutzungsparametern korrelieren oder bei den Praxistests als besonders geeignet identifiziert wurden. Bei den Typen des Mittelgebirges, des Tieflandes sowie den Ökoregion unabhängigen Typen sind es 56 der 78 Metrics.

Von den neun getesteten Metrics des Typs „Zusammensetzung/Abundanz“ gehört der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT [%] (HK)) bei 17 der 23 Typen zu den drei höchst korrelierenden. Der Anteil an Plecoptera (Plecoptera [%] (Ind.)) korreliert bei 13, der Anteil an Trichoptera (Trichoptera [%] (Ind.)) bei acht Typen sehr hoch.

Unter den acht getesteten Metrics des Typs „Vielfalt/Diversität“ ist die Anzahl der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Anzahl EPT-Taxa) einer der drei am höchsten korrelierenden Metrics in 13 der 23 Gewässertypen, die Anzahl an Plecoptera (Anzahl Plecoptera) in zehn der 23 Typen. Die Anzahl an Trichoptera (Anzahl Trichoptera) konnte bei vier der zehn Tiefland- und Ökoregion unabhängigen Typen (Typen 12, 14, 15_groß, 17) als mit am höchsten korrelierender Metric identifiziert werden, die Anzahl an Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Bivalvia, Coleoptera und Odonata (Anzahl EPTCBO-Taxa) bei sieben der 14 Alpen-, Alpenvorlands- und Mittelgebirgstypen (Typen 2.2, 5.1, 6, 7, 9, 9.1, 9.2) sowie bei zwei Tieflandtypen (15_groß, 23). Bei den Typen 2.1, 3.1 und 4 zählt der Metric zwar nicht zu den drei am höchsten korrelierenden Metrics, weist aber vergleichbar hohe Korrelationskoeffizienten auf.

⁹ Für die Typen 3.2 und 18 war die Datenlage nicht ausreichend, um Berechnungen durchzuführen. Die Berechnungen für die Sondertypen 6_K und 9.1_K wurden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt durchgeführt. Der Bewertungsindex für die Typen 10 und 20 wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde erarbeitet. Die Bewertung des Typs 22 hatte das Projekt „Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-WRRL – Teil II & III (Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Auftragnehmer: Hochschule Vechta, Prof. Dr. Ellen Kiel)“ zum Ziel.

Unter den 27 „Toleranz-Metrics“, die in die Analysen einbezogen wurden, korreliert von den typenspezifischen der Anteil an oligosaprobien Taxa (Oligosaprobe [%] (HK)) bei 13 der 23 Gewässertypen mit am höchsten. Bei den Fauna-Indizes, die typspezifisch für 20 der 23 Typen entwickelt wurden, zählen elf zu den mit den Nutzungsparametern am höchsten korrelierenden Metrics.

Unter den 31 „funktionalen Metrics“, die bei den Korrelationsanalysen berücksichtigt wurden, korrelieren, wie auch in Bearbeitungsphase I, die Kenngrößen zur Längszonierung und zur Strömungspräferenz gut mit den Nutzungsparametern, wobei das Bild insgesamt vergleichsweise heterogen ist. Der Anteil an Epirhithral-Besiedlern (Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)) zählt bei fünf der sechs Bäche des Alpenvorlandes und des Mittelgebirges zu den am höchsten korrelierenden Metrics. Der Rheoindex (Rheoindex (HK)) korreliert mit vier der 13 Alpenvorland- und Mittelgebirgstypen mit am höchsten und weist bei fünf weiteren Alpen- und Alpenvorlandtypen vergleichsweise hohe Korrelationen auf. Bei den Tiefland- und Ökoregion unabhängigen Typen sind es vor allem die Anteile an Litoral- und Pelal-Besiedlern (Litoral-Besiedler [%] (Ind.), Pelal-Besiedler [%] (Ind.)), die hoch mit den Nutzungsparametern korrelieren.

Bei den Bächen und Flüssen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1.1-4) korrelieren die Metrics am häufigsten mit dem Nutzungsindex gefolgt von dem Grünlandanteil im Einzugsgebiet (26 bzw. 25 Korrelationen bei insgesamt 43 Metrics). Auch bei den Mittelgebirgsbächen und -flüssen (Typen 5-9.2) korreliert der Großteil der Metrics mit dem Nutzungsindex (48 Korrelationen bei 56 Metrics). Bei den Fließgewässern der Tiefland- und der Ökoregion unabhängigen Typen sind es der Nutzungsindex und der Anteil an Waldflächen im Einzugsgebiet (41 bzw. 27 Korrelationen bei 56 Metrics), mit denen die Metrics am besten korrelieren.

Tabelle 25: Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1.1-3.1, 4). Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Bodennutzungsparameter, A = Ackerflächen, W = Wälder, G = Grünland, S = Siedlungsflächen, I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, kursiv = nicht signifikant ($p \geq 0,05$)

Metric-Typ / Metric	Typ 1.1		Typ 1.2		Typ 2.1		Typ 2.2		Typ 3.1		Typ 4	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz												
Crustacea [%] (Ind.)	0,53	W							0,37	A		
Plecoptera [%] (Ind.)					0,68	I	0,63	W	0,5	S	0,73	A
Trichoptera [%] (Ind.)	0,32	I, G							0,49	S	0,79	S
Coleoptera [%] (Ind.)	0,34	W	0,65	G	0,53	A					0,32	I
EPT-Taxa [%] (Ind.)			0,62	I			0,59	G				
EPT [%] (HK)	0,28	G	0,68	I	0,58	I	0,62	G	0,28	A	0,28	I
EPTCBO [%] (Ind.)			0,62	I								
Vielfalt / Diversität												
Anzahl Taxa	0,28	G					0,56	S	0,41	S		

	Typ 1.1		Typ 1.2		Typ 2.1		Typ 2.2		Typ 3.1		Typ 4	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Anzahl Ephemeroptera	0,43	G			0,68	A			0,38	A	0,82	G
Anzahl Plecoptera			0,48	G	0,69	I	0,63	W	0,56	S		
Anzahl Trichoptera			0,61	A							0,85	G
Anzahl Coleoptera			0,66	G								
Anzahl EPT-Taxa	0,28	S			0,62	I					0,81	G
Anzahl EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)					0,60	I	0,54	S	0,35	A	0,79	G
Toleranz												
Fauna-Index Typ 1.1	0,28	S,G										
Fauna-Index Typ 1.2			0,75	I								
Fauna-Index Typ 2.1					0,68	I						
Fauna-Index Typ 2.2							0,62	W				
Fauna-Index Typ 3.1									0,32	S		
Fauna-Index Typ 4											0,75	I
Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,37	I,G	0,73	G								
Xenosaprobe [%] (HK)			0,81	G					0,43	S		
Oligosaprobe [%] (Ind.)	0,39	G			0,68	I	0,65	W	0,28	W		
Oligosaprobe [%] (HK)	0,37	G			0,67	I	0,66	W			0,82	A
Potamon-Typie-Index (HK)											0,95	I
Rhithron-Typie-Index (Ind.)					0,70	I					0,84	A
Funktionale Metrics												
Eucrenal [%] (Ind.)									0,34	S		
Hypocrenal [%] (Ind.)			0,70	I								
Epirhithral [%] (Ind.)					0,66	A					0,88	A
Metarhithral [%] (Ind.)											0,93	A
Epipotamal [%] (Ind.)			0,69	G							0,88	I
Metapotamal [%] (Ind.)							0,61	W				
Litoral [%] (Ind.)							0,62	G				
Crenal gesamt [%] (Ind.)			0,69	I								
Rhithral gesamt [%] (Ind.)											0,88	A
Potamal gesamt [%] (Ind.)					0,63	A						
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)	0,43	G										
Rheoindex nach Banning (HK)	0,36	G	0,58	I	0,61	I,A	0,48	G	0,31	S	0,71	I
Pelal [%] (Ind.)	0,48	G										
Akal [%] (HK)									0,41	S		
Phythal [%] (Ind.)											0,90	W
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (Ind.)					0,63	I			0,34	A		
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (HK)	0,43	S							0,34	A		

Tabelle 26: Fließgewässertypen des Mittelgebirges, des Tieflandes und Ökoregion unabhängige Typen (Typen 5-9.2, 14-17, 11, 12, 19, 21). Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Bodennutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten).

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Bodennutzungsparameter, A = Ackerflächen, W = Wälder, G = Grünland, S = Siedlungsflächen, I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, kursiv = nicht signifikant ($p \geq 0,05$)

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Strukturparametern

In den folgenden beiden Tabellen sind je Fließgewässer- und Metric-Typ die drei Metrics dargestellt, die am höchsten signifikant mit den Strukturparametern korrelieren, wiederum ergänzt um Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben. Die Korrelationsanalysen wurden für 15 der 31 Typen durchgeführt. Auch in Bearbeitungsphase III führen die Analysen mit den Struktur- und Nutzungsparametern zu ähnlichen Ergebnissen, zeigen jedoch im Detail Unterschiede; gleiches gilt für den Vergleich der Ergebnisse mit denen aus Bearbeitungsphase I.

Unter den Metrics des Typs „Zusammensetzung/Abundanz“ korreliert der auf der Basis von Häufigkeitsklassen berechnete Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT [%] (HK)) mit elf der 15 Typen am besten. –Ein Unterschied zu den Analysen in Bearbeitungsphase I, bei denen der auf Individuenzahlen basierende Metric (EPT [%] (Ind.)) mit die höchsten Korrelationen aufwies.

Die Metrics „Anzahl Trichoptera“, „Anzahl EPT-Taxa“ und „Anzahl EPTCBO-Taxa“ korrelieren unter den Metrics des Typs „Vielfalt/Diversität“ mit am höchsten bei je sieben der 15 Typen. Der Metric „Anzahl Trichoptera“ korreliert neben den Mittelgebirgsflüssen der Typen 9 und 9.1 (*Silikatische bzw. Karbonatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse*) vor allem bei fünf der sieben Tiefland- und Ökoregion unabhängigen Typen (Typen 14 *Sandgeprägte Tieflandbäche* und 15 *Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse*, 11 und 12 *Organisch geprägte Bäche und Flüsse* sowie 19 *Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern*) am höchsten mit den Strukturparametern. Die Metrics „Anzahl EPT-Taxa“ und „Anzahl EPTCBO-Taxa“ zählen bei vier bzw. sechs der acht Typen der Alpen, des Alpenvorlandes und des Mittelgebirges zu den am höchsten korrelierenden Metrics.

Die Korrelationen zwischen den Strukturparametern und den „Toleranz“-Metrics zeigen ein ähnliches, wenngleich auch etwas heterogeneres Bild als die Analysen unter Berücksichtigung der Nutzungsparameter. Neben dem Anteil an oligosaproben Taxa (Anteil Oligosaprobe [%] (HK)) zählen auch die Anteile an xenosaproben Taxa (Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.), Anteil Xenosaprobe [%] (HK)) bei sechs bzw. fünf der 15 Typen zu den am höchsten korrelierenden Metrics. Bei den typspezifischen Fauna-Indizes zeigen sowohl die „Original“-Versionen als auch die überarbeiteten Versionen bei einem Großteil der in die Analysen einbezogenen Fließgewässertypen hohe Korrelationen zu den Strukturparametern.

Bei den Berechnungen zwischen den Strukturparametern und den funktionalen Metrics zeigt sich, wie auch schon in Bearbeitungsphase I, ein ähnlich heterogenes Bild wie bei den Analysen mit den Nutzungsparametern, wobei auch hier die Kenngrößen zur Längszonierung in der Regel am besten korrelieren.

Bei den Mittelgebirgsbächen (Typen 5 und 5.1) korrelieren die Metrics am häufigsten mit dem Parameter „Querbänke“ der Vor-Ort-Kartierung der LAWA (sieben von insgesamt 20 Metrics). Bei den Mittelgebirgsflüssen erklären zu einem großen Teil die Parameter „Strömungsdiversität“ (12 von 28 Metrics), „Tiefenvarianz“ und „Laufform“ (jeweils sechs von 28 Metrics) den Wert der Metrics. Mit dem Parameter „Laufform“ korrelieren auch 16 der 40

Metrics der Tiefland- und Ökoregion unabhängigen Typen. Weitere erklärende Faktoren für die Metric-Werte dieser Typen sind das Vorhandensein „besonderer Uferstrukturen“ sowie die „Substratdiversität“ (14 bzw. zehn von 40 Metrics).

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, Lf = Laufform, Uv = Uferverbau, I = Gewässerstrukturgüteindex, Sd = Strömungsdiversität, BL = besondere Laufstrukturen, BU = besondere Uferstrukturen, T = Tiefenvarianz, Bv = Breitenvarianz, P = Profiltyp, Pt = Profiltiefe, St = Substratdiversität, Q = Querbänke, BS = besondere Sohlstrukturen, Sv = Sohlenverbau, R = Rückstau, Lb = Längsbänke, Ub = Uferbewuchs, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, kursiv = nicht signifikant ($p \geq 0,05$)

[illegible]

	Typ 1.1		Typ 2.1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 19		Typ 21		Typ 23	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Diversität (Shannon-Wiener-Index)			0,73	I					0,46	BU					0,4	Q					0,56	Uv	0,56	BU	0,68	R				
Toleranz																														
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	0,67	I	0,58	I	0,3	I	0,41	I _Q	0,32	St																				
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9											0,62	Sd	0,35	Uv	0,58	Sd														
Fauna-Index organische Bäche Typ 11																														
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14																	0,61	I			0,61	Pt			0,72	Lf				
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15																			0,61	Lf	0,64	Pt	0,74	BL	0,74	Lf				
Fauna-Index Typ 1.1	0,44	I																												
Fauna-Index Typ 2.1			0,42	I																										
Fauna-Index Typ 4					0,56	I																								
Fauna-Index Typ 9											0,57	Sd																		
Fauna-Index Typ 9.1													0,5	T																
Fauna-Index Typ 9.2															0,46	Sd														
Fauna-Index Typ 11/12																	0,49	BU	0,67	Lf					0,25	P				
Fauna-Index Typ 14/16																					0,47	I								
Fauna-Index Typ 15/17																							0,67	BU						
Fauna-Index Typ 15_groß																														
Lake outlet index (quantitative) (LTI _{quan})																											0,7	Bv		
Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,5	I					0,42	I	0,49	Sd					0,66	P			0,67	St					0,83	Ub				
Xenosaprobe [%] (HK)	0,49	I					0,41	I	0,53	Sd							0,46	BU	0,67	St										
Oligosaprobe [%] (Ind.)			0,62	I									0,5	T	0,72	Lb												0,77	Sd	
Oligosaprobe [%] (HK)			0,65	I	0,35	I					0,61	I									0,68	Pt	0,75	BU						
Potamon-Typie-Index (HK)													0,58	Lf	0,59	Sd														
Rhithron-Typie-Index (Ind.)			0,64	I	0,58	I											0,46	I			0,68	Pt	0,67	BU						
Funktionale Metrics																														
Eucrenal [%] (Ind.)									0,47	Sd																				
Hypocrenal [%] (Ind.)																														
Epirhithral [%] (Ind.)							0,39	I			0,52	Lf			0,67	Sd														
Metarhithral [%] (Ind.)					0,74	I					0,39	Sd			0,49	Lb														

5.1.2. Diskussion

Methodische Aspekte

Neben den bereits in Kapitel 3.1.2 (Bearbeitungsphase I) diskutierten „Methodischen Aspekten“ zur Typzuordnung, Datenqualität und Identifikation der Kandidatenmetrics ist bei der Diskussion der Ergebnisse in Bearbeitungsphase III die teilweise subjektive Komponente zu beachten, die durch die enge Einbindung der wasserwirtschaftlichen Praktiker in den Entscheidungsprozess bedingt ist. Bei der Auswahl der Kandidatenmetrics (und später der Core Metrics) sind nicht alleine die Höhe der Korrelation zwischen Metric und abiotischem Faktor sowie deren graphische Analyse die entscheidenden Kriterien sondern auch die Bewertungseignung eines Metrics aus Sicht der Anwender. Diese Eignung kann, zeigen sich gleichzeitig hohe Korrelationen zu den abiotischen Eichgrößen (Nutzung im Einzugsgebiet, Strukturgüte), häufig auch wissenschaftlich belegt werden, beruht aber in einigen Fällen auf der alleinigen (subjektiven) Einschätzung der Anwender.

Identifikation der Kandidatenmetrics

Das Vorgehen zur Auswahl der Kandidatenmetrics wurde im Vergleich zu Bearbeitungsphase I modifiziert, um neben der Höhe der Korrelationen die Erfahrungen aus den Praxistests und die praxisorientierten Wünsche der Anwender direkt berücksichtigen zu können. Auf Grundlage der Ergebnisse der Korrelationsanalysen und der Praxistests wurde gemeinsam mit den Ländervertretern der späteren Anwender eine Metric-Auswahl für die Kerntypen getroffen. Für die weiteren Typen der jeweiligen Metric-Gruppe wurden dann möglichst ähnliche Metrics ausgewählt.

Für alle Typen, mit Ausnahme des Kerntyps 1.1, wurde aus der Gruppe der „Zusammensetzung-/Abundanz“-Metrics der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT [%] (HK)) als einziger Kandidat –und damit eigentlich Core Metric– ausgewählt. Der Metric gehört bei einem Großteil der Typen zu den drei höchst korrelierenden Metrics, ist stabil hinsichtlich des Zeitpunktes der Probenahme und stößt auf breite Akzeptanz bei den Anwendern. Für den Typ 1.1 wurde der Anteil an Crustacea (Crustacea [%] (Ind.)) und der Anteil hololimnischer Taxa (hololimnisch [%]) als Kandidaten ausgewählt, wobei der erstgenannte Metric gut mit den Nutzungs- und hydromorphologischen Parametern korreliert. Der Anteil an Plecoptera (Plecoptera [%] (Ind.)) wurde trotz hoher Korrelationen mit den Strukturparametern bei einem Großteil der Typen nicht als Kandidat mit aufgenommen; der Grund hierfür waren die Erfahrungen aus den Praxistests (der Metric ist sensibel hinsichtlich des Zeitpunktes der Probenahme) und die dadurch bei den Anwendern ausgelösten Bedenken, auf einen zu engen Zeitraum bei der Probenahme beschränkt zu sein.

Als Kandidat aus der Gruppe der „Vielfalt-/Diversitäts“-Metrics wurde der Metric „Anzahl EPTCBO-Taxa“; ein Metric, der in den verschiedenen Ökoregionen strukturelle und auch landnutzungsbedingte Degeneration indiziert und auf hohe Akzeptanz bei den Anwendern trifft, ausgewählt. Einige hoch korrelierende Metrics wurden nicht berücksichtigt, da (1) bereits ein ähnlicher Metric aus der Gruppe der „Zusammensetzung-/Abundanz“-

Metrics ausgewählt worden war, (2) ein Metric nur bei einzelnen Typen hoch korreliert, ein anderer –niedriger korrelierender– aber bei dem Großteil der Typen einer Gruppe oder (3) ein Metric zwar gut korreliert, aber auf Grundlage der Ergebnisse aus den Praxistests auf geringe Akzeptanz bei den Anwendern stößt. Zur ersten Gruppe gehört bei den Mittelgebirgsbächen und –flüssen die Anzahl an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Anzahl EPT-Taxa), da der Metric „EPT [%] (HK)“ bereits als Kandidat ausgewählt wurde. Zur zweiten Gruppe gehört die Anzahl an Ephemeroptera (Anzahl Ephemeroptera), die bei den Typen 7 und 9.1, nicht jedoch bei den anderen Mittelgebirgsbächen und –flüssen, hoch mit den Nutzungsparametern korreliert. Ausgewählt wurden hier stattdessen der Metric „Anzahl Taxa“ für die Mittelgebirgsbäche sowie der Metric „Anzahl EPTCBO-Taxa“ für die Mittelgebirgsbäche und –flüsse. Zu den am höchsten korrelierenden Metrics bei vielen Typen zählt die Anzahl an Plecoptera (Anzahl Plecoptera); mit Ausnahme der Typen 1 und 5 wurde der Metric jedoch aus den oben genannten Gründen nicht als Kandidat ausgewählt.

Aus der Gruppe der „Toleranz-Metrics“ korrelierten insbesondere die verschiedenen Fauna-Indizes gut mit den Strukturparametern, bei den Typen der Alpen- und des Alpenvorlandes auch mit den Nutzungsparametern. Die Fauna-Indizes waren ursprünglich nur für fünf Typen entwickelt worden (Lorenz et al. 2004b), erwiesen sich aber als für die Bewertung besonders geeignet und stießen u. a. im Rahmen der Praxistests auf hohe Akzeptanz bei den Anwendern (vgl. Kapitel 3.2.2 und 4.2.2). Um die Bewertung nach dem Fauna-Index auf eine stabilere Grundlage zu stellen (= mehr eingestufte Taxa) und auch weitere Fließgewässertypen mit dem Fauna-Index bewerten zu können, wurden die bestehenden Fauna-Indizes durch Experten überarbeitet und erweitert (Meier et al. 2006). Weitere, nicht typgebundene Metrics, die auf Grund ihrer hohen Korrelation zu den Nutzungs- und Strukturparametern als Kandidaten ausgewählt wurden, sind die Anteile oligosaprober und xenosaprober Taxa bei den Typen 3 (Xenosaprobe [%] (HK)), 4 (Oligosaprobe [%] (HK)) und 23 (Xenosaprobe [%] (HK), Oligosaprobe [%] (HK)).

In der Gruppe der „funktionalen Metrics“ ergibt sich für die Kandidatenmetrics ein nicht mehr ganz so heterogenes Bild wie in Bearbeitungsphase I. Für die Mittelgebirgsbäche wurde erneut der Anteil an Epirhithral-Besiedlern (Epirhithral [%] (Ind.)) als einer der am höchsten korrelierenden Metrics als Kandidat identifiziert und für die Mittelgebirgsbäche und –flüsse der Anteil an Lithalbesiedlern (Lithal [%] (Ind.)). Als Kandidaten für fast alle Gewässer der Alpen, des Alpenvorlandes und des Mittelgebirges (Ausnahmen: Typen 1.2 und 3.2) wurden der Metrics „Rheoindex (HK)“ oder „Rheoindex (Ind.)“ berücksichtigt; hohe Korrelationen und eine weitreichende Akzeptanz bei den Anwendern zeichnen die Metrics aus. Für die Tieflandgewässer wurden in Anbetracht der Korrelationsergebnisse und auf Grund der Erfahrungen aus den Praxistests Ernährungstypen- und Habitatpräferenz-Metrics sowie ein Zonierungs-Metric ausgewählt: „Zerkleinerer [%] (Ind.)“, „Pelal [%] (Ind.)“ und „Litoral [%] (Ind.)“.

Tabelle 28: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“ (Bearbeitungsphase III).

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse	Organisch geprägte Bäche und -flüsse	Mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Ökoregion unabhängige Bäche und Flüsse, Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseeeinflüsse
Metric-Typ / Metric	1-4	5-7	9-9.2	11-12	14-18	19, 21, 23
Zusammensetzung / Abundanz						
Crustacea [%] (Ind.)						
EPT [%] (HK)						
hololimnisch [%]						
Vielfalt / Diversität						
Anzahl Taxa						
Anzahl Ephemeroptera						
Anzahl Plecoptera						
Anzahl Trichoptera						
Anzahl EPT-Taxa						
Anzahl EPTCBO-Taxa						
Shannon-Wiener-Index						
Toleranz						
Fauna-Index Typ 1.1						
Fauna-Index Typ 1.2						
Fauna-Index Typ 2.1						
Fauna-Index Typ 2.2						
Fauna-Index Typ 3.1						
Fauna-Index Typ 4						
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 5						
Fauna-Index Typ 5						
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9						
Fauna-Index Typ 9						
Fauna-Index Typ 9.1						
Fauna-Index Typ 9.2						
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14						
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15						
Fauna-Index Typ 11/12						
Fauna-Index Typ 14/16						
Fauna-Index Typ 15/17						
Fauna-Index Typ 15_groß						
Lake outlet index (quantitative) (LTI _{quan})						
Oligosaprobe [%] (HK)						
Xenosaprobe [%] (HK)						
Potamon-Typie-Index						
Rhithron-Typie-Index						
Funktionale Metrics						
Epirhithral [%] (Ind.)						
Hyporhithral [%] (Ind.)						
Epipotamal [%] (Ind.)						

	Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse	Organisch geprägte Bäche und -flüsse	Mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Ökoregion unabhängige Bäche und Flüsse, Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseeeinzugsgebiete
Metric-Typ / Metric	1-4	5-7	9-9.2	11-12	14-18	19, 21, 23
Metapotamal [%] (Ind.)						
Litoral [%] (Ind.)						
rheophil [%] (HK)						
Rheindex (Ind.)						
Rheindex (HK)						
Pelal [%] (Ind.)						
Lithal [%] (Ind.)						
Phytal [%] (Ind.)						
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)						
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)						
Zerkleinerer [%] (Ind.)						

5.2. Identifikation der Core Metrics

5.2.1. Ergebnisse

Die Ankerpunkte: Metricwerte für die Normierung

Die folgende Tabelle listet die Ankerpunkte aller Kandidatenmetrics – der Metrics, die in den Test alternativer Varianten des multimetrischen Indexes per Rechenmodul und per Korrelationsanalysen eingehen (s. u.) – sowie der späteren Core Metrics. Wie in Bearbeitungsphase I variieren die oberen und unteren Ankerpunkte der Core Metrics unterschiedlich stark in Abhängigkeit vom Typ und vor allem der Ökoregion. Der obere Ankerpunkt des Metrics „EPT [%] (HK)“ beispielsweise ist abhängig von der Ökoregion: er beträgt 65 bis 80 % bei den Gewässern der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1.1-4), 55 bis 70 % bei den Mittelgebirgsbächen und -flüssen (Typen 5-9.2) und 50 bis 60 % bei den Tieflandgewässern. Ausnahmen im Tiefland sind die Typen 19 und 23 mit oberen Ankerpunkten von 40 bzw. nur 15 %.

Tabelle 29: Ankerpunkte der Kandidatenmetrics und der Core Metrics.

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; oA = oberer Ankerpunkt (= Metric-Wert im Referenzzustand), uA = unterer Ankerpunkt (= Metric-Wert im schlechten Zustand), Werte in Normalschrift = Ankerpunkte der Kandidatenmetrics, Werte fett und kursiv hinterlegt = Ankerpunkte der Core Metrics

[illegible]

Metric-Type / Metric		1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	11	12	14	15	15_g	16	17	18	19	21	23
Toleranz																										
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	oA	1,75		1,75	1,75	1,75			1,55	1,2	1,2	1,25														
	uA	-0,5		-0,5	-0,5	-0,5			-1,1	-1,0	-1,2	-1,5														
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	oA												1,25	1,1	1,2											
	uA												-1,0	-1,0	-0,3											
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	oA															1,0		1,2			1,7		1,2	0,9		
	uA															-1,1		-1,1			-1,0		-1,1	-1,4		
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	oA							1,5									0,9		1,2	1,3		1,3				
	uA							-0,5									-1,1		-1,1	-1,25		-0,7				
Fauna-Index Typ 1.1	oA	1,7																								
	uA	0,0																								
Fauna-Index Typ 1.2	oA		1,0																							
	uA		-1,7																							
Fauna-Index Typ 2.1	oA			1,3																						
	uA			-1,0																						
Fauna-Index Typ 2.2	oA				1,0																					
	uA				-1,8																					
Fauna-Index Typ 3.1	oA					1,2																				
	uA					-1,5																				
Fauna-Index Typ 3.2	oA						0,7																			
	uA						-1,5																			
Fauna-Index Typ 4	oA							0,7																		
	uA							-1,8																		
Fauna-Index Typ 9	oA												1,2													
	uA												-0,5													
Fauna-Index Typ 9.1	oA													1,0												
	uA													-0,6												
Fauna-Index Typ 9.2	oA														0,9											
	uA														-0,6											
Fauna-Index Typ 11/12	oA															1,1	0,7							0,6		
	uA															-0,7	-0,8							-0,6		
Fauna-Index Typ 14/16	oA																	1,3			1,8		1,3			
	uA																	-1,0			-0,2		-1,0			

[illegible]

Metric-Typ / Metric		1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5	5.1	6	7	9	9.1	9.2	11	12	14	15	15_g	16	17	18	19	21	23
Metapotamal [%] (Ind.)	oA																									10,0 10,0
	uA																									25,0 25,0
Litoral [%] (Ind.)	oA																	2,0 2,0	4,0 4,0	1,5 10,0	1,0 2,0	4,0 4,0	2,0 2,0	2,0		
	uA																	28,0 28,0	23,0 25,0	32,0 35,0	18,0 20,0	23,0 30,0	28,0 28,0	30,0		
rheophil [%] (HK)	oA					65,0										60,0	45,0	60,0						60,0		
	uA					20,0										5,0	0,0	10,0						5,0		
Rheoindex (Ind.)	oA												1,0	1,0	0,95											
	uA												0,4	0,2	0,3											
Rheoindex (HK)	oA	1,0 1,0	0,9	0,9 0,9	0,8 0,8	0,9 0,9	0,8	0,9 0,8	1,0 1,0	1,0 1,0	0,95 1,0	0,95 1,0														
	uA	0,7 0,6	0,5	0,5 0,5	0,4 0,4	0,5 0,5	0,4	0,5 0,35	0,65 0,6	0,65 0,45	0,45 0,45	0,5 0,55														
Pelal [%] (Ind.)	oA												2,0	3,0	2,0				4,0 4,0		1,0 1,0					25,0 25,0
	uA												25,0	23,0	15,0				25,0 25,0		32,0 20,0					0,0 0,0
Lithal [%] (Ind.)	oA	70,0						60,0	70,2			50,0	60,0	56,0	50,0											
	uA	25,0						10,0	27,5			17,5	25,0	19,0	17,0											
Phytal [%] (Ind.)	oA																			10,0					15,0 15,0	
	uA																			60,0					40,0 40,0	
Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)	oA	60,0																								
	uA	15,0																								
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	oA	50,0		55,0	40,0	15,0																				
	uA	20,0		0,0	0,0	2,0																				
Zerkleinerer [%] (Ind.)	oA															40,0	35,0	25,0	25,0	25,0		45,0	25,0	35,0		
	uA															0,0	0,0	2,0	2,0	2,0		0,0	2,0	0,0		

Test alternativer Varianten des multimetrischen Indexes in Form der Rechenmodule durch die Bundesländer

Von sieben Bundesländern kamen Rückmeldungen zu den in Form der Rechenmodule zur Verfügung gestellten Metric-Alternativen für das Modul „Allgemeine Degradation“ (Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein).

Zwei Möglichkeiten zum generellen Aufbau des Moduls „Allgemeine Degradation“ standen zur Diskussion: Das Modul „Allgemeine Degradation“ als multimetrischer Index mit (a) allen Metrics gleichrangig oder (b) mit einem Fauna-Index, der mit 50 % gewichtet wird.

Nachfolgend werden die wesentlichen Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Ein Metric wird im Folgenden dann als geeignet bezeichnet, wenn mindestens ein Bundesland seinen Einsatz als Core Metric bestätigt und kein anderes Bundesland seine Eignung anzweifelt. Möglicherweise nicht geeignet sind die Metrics, deren Einsatz als Core Metric von mindestens einem Bundesland nicht für sinnvoll erachtet wird.

Tabelle 30: Kandidatenmetrics der Typen 1-4.

HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, FI = Fauna-Index

	Typ 1.1	Typ 2.1	Typ 2.2	Typ 3.1	Typ 4
Kandidatenmetrics	Rheoindex (HK) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Crustacea [%] (Ind.) oder hololimnisch [%] (Ind.) Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK) oder Lithal [%] (Ind.) zusätzlich Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	Rheoindex (HK) Weidegänger und Ab- kratzer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig EPT [%] (HK) oder Anzahl EPT zusätzlich Shannon- Wiener-Index, Rhithron- Type-Index	Rheoindex (HK) Weidegänger und Ab- kratzer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig EPT [%] (HK) oder Anzahl EPT zusätzlich Shannon- Wiener-Index, Rhithron- Type-Index	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPT oder Shannon-Wiener-Index Rheoindex (HK) oder Rheophile [%] (HK) zusätzlich Xenosaprobe [%] (HK)	EPT [%] (HK) Anzahl Plecoptera Rheoindex (HK) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig zusätzlich Oligosaprobe [%] (HK), Epirhithral- Besiedler [%] (Ind.), Lithal-Besiedler [%] (Ind.)

Der Metric „EPT [%] (HK)“ sollte für den Typ 1.1 als Alternative zu den Metrics „Crustacea [%] (Ind.)“ und „hololimnisch [%] (Ind.)“ getestet werden. Der Rheoindex (HK) eignet sich als Core Metrics für die Alpenvorland-Typen. Bei allen Typen der Alpen und des Alpenvorlands wird ein mit 50 % gewichteter Fauna-Index bis auf weiteres bevorzugt.

Tabelle 31: Kandidatenmetrics der Typen 5-7.

HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, FI = Fauna-Index

	Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ 7
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Rheoindex (HK) Lithal [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl Taxa oder # Plecoptera oder Anzahl EPTCBO zusätzlich Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.) oder Hyporhithral- Besiedler [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Rheoindex (HK) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl Taxa oder Anzahl Plecoptera oder Anzahl EPTCBO zusätzlich Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Rheoindex (HK) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl Taxa oder Anzahl Plecoptera oder Anzahl EPTCBO zusätzlich Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Rheoindex (HK) Lithal [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl Taxa oder Anzahl Plecoptera oder Anzahl EPTCBO zusätzlich Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)

Die Metrics „EPT [%] (HK)“ und „Rheoindex (HK)“ eignen sich als Core Metrics für alle Mittelgebirgsbach-Typen; zum Anteil an Lithal-Besiedlern (Lithal [%] (Ind.)) wurde keine Aussage getroffen. Bei den Typen 5 und 5.1 wird ein mit 50 % gewichteter Fauna-Index bevorzugt, bei Typ 6 ein gleichrangiger; für Typ 7 kommen beide Varianten in Frage (Fauna-Index 50 % oder gleichrangig).

Tabelle 32: Kandidatenmetrics der Typen 9-9.2.

HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, FI = Fauna-Index

	Typ 9	Typ 9.1	Typ 9.2
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Rheoindex (Ind.) Anzahl EPTCBO Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Pelal-Besiedler [%] (Ind.) oder Lithal-Besiedler [%] (Ind.)	EPT [%] HK Rheoindex (Ind.) Anzahl EPTCBO Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Pelal-Besiedler [%] (Ind.) oder Lithal-Besiedler [%] (Ind.)	EPT [%] HK Rheoindex (Ind.) Anzahl EPTCBO Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Pelal-Besiedler [%] (Ind.) oder Lithal-Besiedler [%] (Ind.)

Die Metrics „EPT [%] (HK)“ und „Anzahl EPTCBO“ werden als mögliche Core Metrics für die Typen 9 und 9.1 bestätigt. Bei den Typen 9 und 9.2 wird der Index-Variante mit einer Gewichtung des Fauna-Indexes von 50 % der Vorzug vor der gleichrangig gewichteten Variante gegeben und der Metric „Pelal-Besiedler [%] (Ind.)“ als geeigneter Core-Metric identifiziert.

Tabelle 33: Kandidatenmetrics der Typen 14-18.

HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, FI = Fauna-Index

	Typ 14	Typ 15	Typ 15_groß	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichop- tera Pelal [%] (Ind.) oder Litoral [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig oder PTI Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichop- tera Phytal [%] (Ind.) oder Litoral [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Litoral [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichoptera zusätzlich Pelal [%] (Ind.)	EPT [%] (HK) Litoral [%] (Ind.) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichop- tera	EPT [%] (HK) Litoral [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)

Für alle Bäche und Flüsse des Tieflandes konnte der Metric „EPT [%] (HK)“ als möglicher Core Metric bestätigt werden; gleiches gilt für den Anteil an Litoral-Besiedlern (Litoral [%] (Ind.)) bei den Typen 14 und 16 bis 18. Hinsichtlich des Fauna-Indexes wird zu einer Gewichtung von 50 % geraten. Aus der Gruppe der Vielfalts- und Diversitäts-Metrics konnten beide zur Auswahl stehenden Metrics (Anzahl Trichoptera, Anzahl EPTCBO) bestätigt werden.

Tabelle 34: Kandidatenmetrics der Typen 11, 12, 19 und 23.

HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, FI = Fauna-Index

	Typ 11	Typ 12	Typ 19	Typ 23
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] (Ind.) Alternativen: FI 50 % oder gleichrangig Anzahl EPTCBO oder Anzahl Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Oligosaprobe [%] (HK) Epipotamal Besiedler [%] (Ind.) Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.) Pelal-Besiedler [%] (Ind.)

Die Aussagen der Bundesländer zur Eignung der Kandidatenmetrics sind bei den Ökoregion unabhängigen Typen heterogen und eher zurückhaltend. Vorzug gegeben wird der Index-Variante mit einem zu 50 % gewichteten Fauna-Index. Bei Typ 23 lassen die Test-Ergebnisse zur Zeit keine Aussage zu einer optimalen Index-Variante zu.

Test alternativer Varianten des multimetrischen Indexes

Wie in Bearbeitungsphase I wurde die Eignung der alternativen multimetrischen Indizes (MMI) durch Korrelationsanalysen mit den Belastungsparametern „Nutzungsindex“ (NI) und, falls vorhanden, „Strukturindex“ (StI) getestet. Die Höhe der Korrelationskoeffizienten (r) zwischen den verschiedenen Metric-Kombinationen unterscheidet sich nur geringfügig (z. B. Typ 5 NI/MMI: $r = 0,48-0,57$; Typ 9 StI/MMI: $r = 0,6-0,64$; Typ 14 NI/MMI: $r = 0,54-0,59$).

Die folgende Tabelle fasst die Ergebnisse der Korrelationen zwischen den finalen typspezifischen multimetrischen Indizes und den Nutzungs- und Strukturindizes zusammen. Dargestellt sind die Werte der signifikanten Korrelationen ($r < 0,05$). Nicht signifikant sind die Korrelationen zwischen den Index-Varianten der Typen 3.1, 12, 15_groß, 16-18 und 23 und dem Nutzungsindex sowie zwischen den Index-Varianten der Typen 5.1, 9.1, 9.2 und 14 und dem Strukturindex. Die multimetrischen Indizes der Typen 2.1, 4, 6 und 7 korrelieren am höchsten mit dem Nutzungsindex und die Indizes der Typen 9, 15 und 23 zeigen die höchsten Korrelationen zum Strukturindex.

Tabelle 35: Spearman Rangkorrelationen der ausgewählten multimetrischen Indizes mit dem Nutzungs- und Strukturindex (Bearbeitungsphase III).

MMI = multimetrischer Index, n = Anzahl Datensätze, r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient

MMI	n	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Nutzungsindex)	n	r (Ergebnis der Korrelation mit dem Strukturindex)
MMI_Typ 1.1	96	0,43		
MMI_Typ 1.2				
MMI_Typ 2.1	37	0,71		
MMI_Typ 2.2	63	0,48		
MMI_Typ 3.1	52	nicht signifikant		
MMI_Typ 3.2				
MMI_Typ 4	15	0,84		
MMI_Typ 5	179	0,55	76	0,33
MMI_Typ 5.1	111	0,5	24	nicht signifikant
MMI_Typ 6	142	0,62		
MMI_Typ 7	115	0,73		
MMI_Typ 9	130	0,28	44	0,74
MMI_Typ 9.1	115	0,57	22	nicht signifikant
MMI_Typ 9.2	63	0,31	13	nicht signifikant
MMI_Typ 11	56	0,42	38	0,48
MMI_Typ 12	41	nicht signifikant		
MMI_Typ 14	82	0,56	16	nicht signifikant
MMI_Typ 15	118	0,34	12	0,69
MMI_Typ 15_g	29	nicht signifikant		
MMI_Typ 16	53	nicht signifikant		
MMI_Typ 17	37	nicht signifikant		
MMI_Typ 18	13	nicht signifikant		
MMI_Typ 19	70	0,39		
MMI_Typ 21	68	0,4		
MMI_Typ 23	30	nicht signifikant	30	0,80

5.2.2. Diskussion

Methodische Aspekte

In Kapitel 5.1.2 wurde bereits darauf hingewiesen, dass in Bearbeitungsphase III durch die enge Einbindung der Praktiker in die Auswahl der Core Metrics nicht alleine die Höhe der Korrelation zwischen Metric und abiotischem Faktor entscheidend war, sondern auch die Bewertungseignung eines Metric aus Sicht der Anwender. Zudem wurden weitergehende Zugeständnisse zu Gunsten möglichst einheitlicher multimetrischer Indizes bei ähnlichen Gewässertypen gemacht. Das Ergebnis dieser Vorgehensweise sind multimetrische Indizes, die nicht immer aus den am höchsten korrelierenden Einzelindizes zusammengesetzt sind.

Ein weiterer Punkt ist die Festlegung der Ankerpunkte: Da die Bearbeiter in den Bundesländern „ihre“ Gewässer gut und oft über einen längeren Zeitraum kennen, können sie beurteilen, ob die Bewertung auf Grundlage des Moduls „Allgemeine Degradation“ zu einer richtigen Reihung in Bezug auf den ökologischen Zustand führt. Nicht selten zeigt sich jedoch die Tendenz, die Gewässer „zu gut“ einzuschätzen; Gründe hierfür könnten das Fehlen natürlicher oder naturnaher Gewässerabschnitte sein – die Einschätzung erfolgt demnach eher „best of“ oder in dem Bestreben, die „eigenen“ Gewässer nicht zu schlecht abschneiden zu lassen. Zudem wurde teilweise die Höhe der Ankerpunkte zwischen verschiedenen Bundesländern kontrovers diskutiert. Die finalen Ankerpunkte weichen daher in einigen Fällen von den rechnerisch ermittelten ab und sind im Ergebnis „weniger streng“.

Die Einschätzung der Anwender ist, sofern sie nicht mit Daten belegt werden kann, kein wissenschaftlich belastbares Kriterium. Entscheidungen, die auf dieser Grundlage getroffen wurden, haben einen hypothetischen Charakter und sollten bei der künftigen Anwendung und Weiterentwicklung des Verfahrens validiert werden.

Identifikation der Core Metrics

Der Identifikation der Core Metrics liegt das gleiche methodische Vorgehen zugrunde wie in Bearbeitungsphase I (vgl. Kapitel 3.2.2), wobei die zuständigen Vertreter aus den Bundesländern direkt in den abschließenden Entscheidungsprozess (Identifikation der Core Metrics, Festlegung der Höhe der Ankerpunkte) einbezogen wurden.

Der Fauna-Index für den jeweiligen Typ wird mit 50 % gewichtet und stellt somit das zentrale Element des Moduls „Allgemeine Degradation“ dar. Gründe hierfür sind die vergleichsweise hohen Korrelationen zu den Strukturgüteparametern sowie die hohe Akzeptanz bei den Anwendern. Zudem enthält der Fauna-Index durch die individuell zusammengesetzten Indikatortaxalisten eine stark typspezifische Komponente.

Die folgenden Abschnitte legen die Auswahlkriterien offen, erläutern die Metric-Auswahl und zeigen erste typspezifische Interpretationsansätze auf.

Die Informationen zur Morphologie, zum Abflussverhalten und zur Hydrologie stammen aus den „Steckbriefen der deutschen Fließgewässertypen“ (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004).

Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1-4)

Die *Bäche* sowie die *Kleinen Flüsse der Kalkalpen* (Typen 1.1, 1.2) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch grobe Sohlsubstrate (Blöcke, Geröll, Steine) sowie ein turbulentes Fließverhalten (→ Rheoindex (HK)) aus. Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen sehr anspruchsvolle Arten vor, die längszönotisch dem Epirhithral zuzuordnen sind. Aufgrund der großen Habitatvielfalt, insbesondere der verschiedenen Hartsubstrate, ist die Makrozoobenthoszönose dieser Typen sehr artenreich. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera können in naturnahen Gewässern bis zu 80 % (Typ 1.1) bzw. 75 % (Typ 1.2) der vorkommenden Individuen stellen (→ EPT [%] (HK)). Die besonderen Bedingungen hinsichtlich Abflussregime und Substrat bedingen das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (→ Fauna-Index Typ 1.1 sowie 1.2).

Dominierende Sohlsubstrate in naturnahen *Bächen* und *Kleinen Flüsse des Alpenvorlandes* (Typen 2.1, 2.2) sind Schotter sowie Kiese mit variablen Sand- und Lehmantteilen. Langsam fließende Bereiche wechseln sich mit schnell fließenden Streckenabschnitten ab (→ Rheoindex (HK)). Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen anspruchsvolle Arten vor, die längszönotisch vor allem dem Epirhithral zuzuordnen sind. Aufgrund der großen Habitatvielfalt, insbesondere der verschiedenen Hartsubstrate, die kleinräumig mit kiesig-sandigen Bereichen durchsetzt sind, ist die Makrozoobenthoszönose dieser Typen sehr artenreich (→ Anzahl EPTCBO). Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern bis zu 70 % (Typ 2.1) bzw. 65 % (Typ 2.2) der vorkommenden Individuen (→ EPT [%] (HK)). Die besonderen Bedingungen hinsichtlich Abflussregime und Substrat bedingen das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (→ Fauna-Index Typ 2.1 sowie 2.2).

Die *Bäche* und *Kleinen Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes* (Typen 3.1, 3.2) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch grobe Sohlsubstrate (Blöcke, Geröll, Kiese) und ein dynamisches, vorherrschend turbulentes Fließverhalten aus (→ Rheoindex (HK)). Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen anspruchsvolle Arten vor, die längszönotisch vor allem dem Epirhithral zuzuordnen sind. Aufgrund der großen Habitatvielfalt, insbesondere der verschiedenen Hartsubstrate, die kleinräumig mit kiesig-sandigen Bereichen durchsetzt sind, ist die Makrozoobenthoszönose dieser Typen sehr artenreich (→ Anzahl EPTCBO). Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern bis zu 75 % (Typ 3.1) bzw. 70 % (Typ 3.2) der vorkommenden Individuen (→ EPT [%] (HK)). Die besonderen Bedingungen hinsichtlich Abflussregime und Substrat bedingen das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (→ Fauna-Index Typ 3.1 sowie 3.2).

Die *Großen Flüsse des Alpenvorlandes* zeichnen sich im naturnahen Zustand im Wesentlichen durch grobe Sohlsubstrate (Blöcke, Geröll, Kiese) und ein alpin geprägtes Abflussregime mit starken jahreszeitlichen Schwankungen aus (→ Rheoindex (HK)). Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen anspruchsvolle Arten vor. Aufgrund der großen Habitatvielfalt, insbesondere der verschiedenen Hartsubstrate, die kleinräumig mit kiesig-sandigen Bereichen durchsetzt sind, ist die Makrozoobenthoszönose der Voralpenflüsse sehr artenreich (→ Anzahl EPTCBO).

Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 70 % der vorkommenden Individuen (→ EPT [%] (HK)). Die besonderen Bedingungen hinsichtlich Abflussregime und Substrat bedingen das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (→ Fauna-Index Typ 4).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics (Typ 1.1: ≤ 56 %, Typ 1.2: ≤ 53 %, Typ 2.1: ≤ 46 %, Typ 2.2: ≤ 43 %, Typ 3.1: ≤ 51 %, Typ 3.2: ≤ 48 %, Typ 4: ≤ 48 %) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Umweltfaktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind insbesondere der Grünlandanteil (Typen 1.1, 2.2), der Ackeranteil (Typ 3.1) sowie die Nutzungsintensität im Einzugsgebiet insgesamt (Typen 1.2, 2.1, 4).

Der „Fauna-Index“ bewertet die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate) und auf Einzugsgebietebeine (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Höhere Werte des Metrics (z. B. $> 1,02$ bei Typ 1.1) indizieren ein strukturell intaktes Gewässer, bedingt durch das Vorkommen solcher Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln (z. B. strömungsliebende Taxa wie *Esolus angustatus* und *Liponeura* sp. bei Typ 1.1, *Elmis obscura* oder *Hydraena pulchella* bei Typ 2.2 oder strömungsliebende Hartsubstratbesiedler wie der Käfer *Esolus parallelepipedus* oder die Köcherfliege *Philopotamus ludificatus* bei Typ 3.1). Strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradierter Morphologie verbreitet sind, wie beispielsweise *Erpobdella octoculata* (Typen 1-4) oder *Cloeon dipterum* (Typen 1.2-4). Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind der Siedlungs- (Typen 1.1, 3.1) oder Waldanteil (Typ 2.2) im Einzugsgebiet, dessen Nutzungsintensität (Typen 1.2, 2.1, 4) oder die Gewässerstrukturgüte (Typen 1.1, 2.1, 4).

Die Gruppe der EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata) (Anzahl EPTCBO) stellt in naturnahen Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes einen großen Teil der vorkommenden Taxa (z. B. > 19 Taxa in Typ 2.1 oder > 25 Taxa in Typ 3.1), darunter zahlreiche spezialisierte Arten, die kennzeichnend für die sauerstoffreichen, schnellfließenden Abschnitte oder die kiesig-sandigen Ablagerungen sind. Niedrige Werte des Metrics (z. B. durch Massenentwicklung weniger Arten) lassen u. a. auf Strukturarmut, unzureichende Sauerstoffversorgung oder eine durch Gewässerausbau vereinheitlichte Strömung schließen. Weitere Parameter, die das Vorkommen von EPTCBO-Taxa beeinflussen, sind die Gewässerstrukturgüte (Typen 2.1, 4), der Ackeranteil im Einzugsgebiet (Typ 3.1) sowie dessen Nutzungsintensität (Typ 2.1).

Der „Rheoindex (HK)“ gibt das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers (z. B. *Liponeura* sp., *Epeorus alpicola* (Typ 1.1) oder *Esolus angustatus*, *E. parallelepipedus* und *Cordulegaster boltonii* (Typ 3.1)) zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an und zeigt Störungen auf, die sich durch die Veränderung des Strömungsmusters (z. B. durch Ausbau und/oder Aufstau) in der Biozönose der Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes einstellen. Weitere Umweltfaktoren, die die Höhe des Metric-

Wertes bestimmen, sind der Grünland- (Typen 1.1, 2.2), Acker- (Typ 2.1) oder Siedlungsanteil (Typ 3.1) im Einzugsgebiet oder dessen Nutzungsintensität (Typen 1.2, 2.1, 4).

Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7)

Die *Grobmaterialreichen, silikatischen* bzw. *karbonatischen Mittelgebirgsbäche* (Typen 5 bzw. 7) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch grobe Sohlsubstrate (Steine, Schotter), bei Typ 7 teilweise durchsetzt mit Feinsedimenten und organischen Substraten, ein vielfältiges, vorherrschend turbulent und schnelles Fließverhalten (\rightarrow Rheoindex (HK)) sowie ausgedehnte Schotter- und Kiesbänke mit gut ausgeprägtem Interstitial aus. Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen anspruchsvolle Arten vor, die längszönotisch dem Epi- und Metarhithral zuzuordnen sind; Hyporhithral-Arten sind mit deutlich geringeren Arten- und Individuenanteilen vertreten (\rightarrow Hyporhithral-Besiedler [%] (Ind.) für Typ 5). Aufgrund der großen Habitatvielfalt dieser Bachtypen ist die Makrozoobenthoszönose sehr artenreich. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera können in naturnahen Gewässern dieser Typen bis zu 70 % (Typ 5) bzw. 65 % (Typ 7) der vorkommenden Individuen stellen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Die strukturelle Vielfalt bedingt das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (\rightarrow Fauna-Index Typ 5).

Die *Feinmaterialreichen, silikatischen* bzw. *karbonatischen Mittelgebirgsbäche* (Typen 5.1 bzw. 6) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch Sohlsubstrate wie Sande und Kiese bzw. Lehme sowie kleinflächiger durch Hartsubstrate wie Steine und Totholz aus. Das Fließverhalten ist für Mittelgebirgsbäche vergleichsweise langsam, jedoch lokal auch schnell bis turbulent mit einem kleinräumigen Wechsel von Schnellen und Stillen (\rightarrow Rheoindex (HK)). Es herrschen hinsichtlich Strömung, Sauerstoff und niedrigen Wassertemperaturen anspruchsvolle Arten vor, die längszönotisch dem Epi- und Metarhithral zuzuordnen sind (\rightarrow Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.) für Typ 6). Die Makrozoobenthoszönose des Typs 5.1 ist, verglichen mit der anderer Mittelgebirgsbachtypen, eher artenarm, wobei dennoch –wie auch in Gewässern des Typs 6– zahlreiche, speziell angepasste, anspruchsvolle Arten vertreten sind (\rightarrow Fauna-Index Typ 5). Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera können in naturnahen Gewässern dieser Typen bis zu 70 % bzw. 65 % der vorkommenden Individuen stellen (\rightarrow EPT [%] (HK)).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics (Typen 5 und 5.1: ≤ 50 %, Typen 6 und 7: ≤ 47 %) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Umweltfaktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind der Wald- (Typen 5, 6), Grünland- (Typ 5.1) oder Siedlungsanteil (Typ 7) im Einzugsgebiet.

Der „Fauna-Index Typ 5“, der auch für die anderen Mittelgebirgsbach-Typen eingesetzt wird, bewertet die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate) und auf Einzugsgebietsbene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Höhere Werte des Metrics (z. B. $> 0,49$ bei Typ 5) indizieren ein strukturell intaktes Gewässer, bedingt durch das Vorkommen solcher Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln

(z. B. xylophage Köcherfliegen wie *Lepidostoma hirtum* oder *Lype reducta*). Strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradierter Morphologie verbreitet sind, wie beispielsweise *Erpobdella octoculata* oder *Mystazides azurea*. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind insbesondere die Ausprägung der Breitenvarianz, das Vorhandensein besonderer Sohl- und Uferstrukturen sowie der Wald- (Typ 5), Siedlungs- (Typen 5.1, 7) und Ackeranteil (Typ 6) im Einzugsgebiet.

Der Anteil an Hyporhithral-Besiedlern (Hyporhithral [%] (Ind.)) ist in naturnahen Gewässern des Typs 5 vergleichsweise gering ($\leq 8\%$), da sie in Bezug auf Strömung, Sauerstoff und niedrige Wassertemperaturen weniger anspruchsvoll sind als Epi- und Metarhithral-Arten und so bevorzugt in kleinen bis mittelgroßen Flüssen (EZG: 100-1.000 m²) vorkommen. Mögliche Ursachen für eine Erhöhung des Anteils an Hyporhithral-Besiedlern ($\geq 16\%$) sind eine Störung des natürlichen Fließverhaltens (z. B. durch Aufstau) oder eine fehlende Beschattung und der damit verbundene Anstieg der Temperaturmittelwerte und -maxima. Weiterhin bestimmt wird die Höhe des Metric-Wertes durch Faktoren wie die Ausprägung der Breitenvarianz, das Vorhandensein besonderer Sohlstrukturen sowie den Waldanteil im Einzugsgebiet.

Das Vorkommen eines deutlichen Anteils an Epirhithral-Besiedlern (Epirhithral [%] (Ind.)) ($> 17\%$), darunter Dipteren wie *Liponeura* sp. oder Köcherfliegen wie *Philopotamus* sp., in Bächen der Typen 6 und 7 unterstreicht den rhithralen Charakter, den ein Gewässer dieser Größe (EZG: 10-100 km²) im naturnahen Zustand besitzt. Mögliche Ursachen für eine Erniedrigung des Anteils an Epirhithral-Besiedlern sind eine Störung des natürlichen Fließverhaltens (z. B. durch Aufstau) oder eine fehlende Beschattung und der damit verbundene Anstieg der Temperaturmittelwerte und -maxima. Bestimmt wird die Höhe des Metric-Wertes durch Faktoren wie den Acker- (Typ 6) oder Waldanteil (Typ 7) im Einzugsgebiet.

Der „Rheoindex (HK)“ gibt das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers (z. B. *Perla marginata* oder *Philopotamus* sp. (Typen 5, 5.1) oder *Esolus angustatus* (Typen 6, 7)) zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an und zeigt Störungen auf, die sich durch die Veränderung des Strömungsmusters (z. B. durch Ausbau und/oder Aufstau) in der Biozönose der Mittelgebirgsbäche einstellen. Weitere Umweltfaktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind der Anteil an Acker- (Typen 5, 6, 7) und Siedlungsflächen (Typ 5.1) im Einzugsgebiet.

Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2)

Die Mittelgebirgsflüsse zeichnen sich im naturnahen Zustand durch grobe Sohlsubstrate (Steine, Schotter), bei Typ 9.1 auch Sand mit einem größeren Anteil, ein vielfältiges, vorherrschend schnelles Fließverhalten sowie ausgedehnte Schotter- und Kiesbänke mit gut ausgeprägtem Interstitial aus. Kennzeichnend ist zudem das vermehrte Auftreten von Arten kleinerer und kühlerer Gewässer (→ Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.) für Typen 9 und 9.2). Aufgrund der großen Habitatvielfalt dieses Flusstyps ist die Makrozoobenthoszönose sehr artenreich (→ Anzahl EPTCBO), wobei Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in naturnahen Gewässern dieser Typen bis zu 70 % (Typ 9), 60 % (Typ 9.1) bzw. 55 %

(Typ 9.2) der vorkommenden Individuen stellen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Die strukturelle Vielfalt bedingt das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (\rightarrow Fauna-Index Typ 9, 9.1 sowie 9.2).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics (Typ 9: ≤ 56 %, Typ 9.1: ≤ 44 %, Typ 9.2: ≤ 43 %) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind insbesondere die Strömungsdiversität (Typen 9, 9.2), das Vorhandensein besonderer Sohlstrukturen (Typ 9.1) sowie der Siedlungs- (Typ 9) und Ackeranteil (Typen 9.1, 9.2) im Einzugsgebiet.

Der „Fauna-Index“ bewertet die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate) und auf Einzugsgebietebeine (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Höhere Werte des Metrics (z. B. $> 0,52$ bei Typ 9) indizieren ein strukturell intaktes Gewässer und sind bedingt durch das Vorkommen von Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln (z. B. Arten sauerstoffreicher, schnell überströmter Schotterbänke wie *Baetis lutheri* oder *Micrasema longulum* bei Typ 9 oder strömungsliebende Hartsubstratbesiedler wie der Käfer *Esolus parallelepipedus* oder die Eintagsfliege *Ecdyonurus insignis* bei den Typen 9.1 und 9.2). Strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradiert Morphologie verbreitet sind, darunter *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix labiata* (Typen 9, 9.1) oder *Molanna angustata* (Typ 9.2) in größerer Individuendichte. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind insbesondere die Strömungsdiversität (Typen 9, 9.2), die Ausprägung der Tiefenvarianz (Typen 9, 9.1) sowie der Wald- (Typ 9) und Ackeranteil (Typen 9.1, 9.2) im Einzugsgebiet.

Die Gruppe der EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata) stellt in naturnahen Mittelgebirgsflüssen einen wesentlichen Teil der vorkommenden Taxa (z. B. > 25 Taxa in Typ 9), darunter zahlreiche spezialisierte Arten, die kennzeichnend für die sauerstoffreichen, schnell überströmten Schotterbänke, die Moospolster oder die kiesig-sandigen Ablagerungen sind. Niedrige Werte des Metrics (z. B. durch Massenentwicklung weniger Arten) lassen u. a. auf Strukturarmut, unzureichende Sauerstoffversorgung oder eine durch Gewässerausbau vereinheitlichte Strömung schließen. Weitere Parameter, die das Vorkommen von EPTCBO-Taxa beeinflussen, sind die Ausprägung der Breitenvarianz (Typ 9), die Strömungs- und Substratdiversität (Typ 9.1), ein Aufstau des Gewässers (Typ 9.2) sowie der Siedlungs- (Typ 9) und Ackeranteil (Typ 9.1) im Einzugsgebiet.

Das Vorkommen eines erheblichen Anteils an Metarhithral-Besiedlern (Metarhithral [%] (Ind.)) (Typ 9: > 33 %, Typ 9.2: > 22 %), darunter *Hydraena reyi*, *Annitella obscurata* (Typ 9) oder *Anomalopterygella chauviniana* (Typ 9.2) unterstreicht den rhithralen Charakter, den auch Gewässer dieser Größe (EZG: 100-1.000 km² bzw. 1.000-10.000 km²) im naturnahen Zustand noch besitzen. Die Höhe des Anteils an Metarhithral-Besiedlern hängt zudem eng mit der ökologischen Qualität der zufließenden Nebenbäche zusammen und integriert so den Zustand des Einzugsgebiets in die Bewertung. Bestimmt wird die Höhe des Metric-Wertes

durch Faktoren wie die Strömungsdiversität (Typ 9), den Aufstau des Gewässers (Typ 9.2) sowie den Waldanteil im Einzugsgebiet (Typ 9).

Tieflandbäche und -flüsse (Typen 14-18)

Die *Sandgeprägten Tieflandbäche* und die (*Großen*) *Sand- und lehmgeprägten Tieflandflüsse* (Typen 14, 15, 15g) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch ein mäandrierendes bis gewundenes Fließverhalten aus. Besiedler unverfestigter Feinsedimente wie Schlick und Schlamm sind nur untergeordnet vertreten (→ Pelal-Besiedler [%] (Ind.) für Typ 15). Durch den Wechsel von ruhig sowie kurzen turbulent fließenden Abschnitten sind vorwiegend Arten schneller bis langsam fließender Gewässer vertreten; Arten der Stillwasserzonen kommen nur zu einem geringen Anteil vor (→ Litoral-Besiedler [%] (Ind.)). Dominierende Sohlsubstrate sind Sand und Kies, durchsetzt mit wichtigen sekundären Habitatstrukturen wie Totholz, Erlenwurzeln, Wasserpflanzen und Falllaub. Die große Habitatvielfalt dieser organischen Substrate führt zu einer artenreichen Makrozoobenthoszönose, wobei Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 60 % der vorkommenden Individuen stellen (→ EPT [%] (HK)). Die strukturelle Vielfalt der Sekundärsubstrate bedingt das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (→ Fauna-Index Typ 14/16, 15/17 sowie 15_groß), darunter verschiedene Köcherfliegenarten (→ Anzahl Trichoptera).

Bei den *Kiesgeprägten Tieflandbächen* und *-flüssen* (Typen 16, 17) handelt es sich im naturnahen Zustand um weitgehend schnell fließende Gewässer, bei denen längere, flach überströmte Schnellen mit kurzen, tieferen Stillen wechseln. Es dominieren strömungsliebende Arten; Arten der Stillwasserzonen sind stark unterrepräsentiert (→ Litoral-Besiedler [%] (Ind.)). Die vorherrschenden Sohlsubstrate Kies und Sand werden von Hartsubstratbesiedlern und Besiedlern von Wassermoosen dominiert; Besiedler unverfestigter Feinsedimente wie Schlick und Schlamm sind kaum vorhanden (→ Pelal-Besiedler [%] (Ind.)). Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern dieses Typs aufgrund der guten Sauerstoffversorgung und des vielfältigen Angebotes an Hartsubstraten bis zu 60 % der vorkommenden Individuen (→ EPT [%] (HK)). Diese dynamischen Fließgewässertypen sind artenreich und werden von zahlreichen, an die Strömung angepassten, sauerstoffbedürftigen Arten besiedelt (→ Fauna-Index Typ 14/16 sowie 15/17), darunter verschiedene Köcherfliegenarten (→ Anzahl Trichoptera).

Die *Löss-lehmgeprägten Tieflandbäche* (Typ 18) zeichnen sich im naturnahen Zustand durch ein geschlängeltes bis mäandrierendes Fließverhalten aus. Das Strömungsbild ist gleichmäßig, vereinzelt durchsetzt mit flachen, schnell überströmten Bereichen. Arten unterschiedlicher Strömungspräferenzen sind vertreten, Arten der Stillwasserzonen jedoch stark unterrepräsentiert (→ Litoral-Besiedler [%] (Ind.)). Dominierende Sohlsubstrate sind Schluff und Ton, die zur Ausbildung von Lehmplatten neigen und so hartsubstratähnliche Bestandteile bilden können. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 60 % der vorkommenden Individuen (→ EPT [%] (HK)). Das Artenspektrum ist u. a. durch die milchig-trübe Wasserfärbung, die das Vorkommen verschiedener anspruchsvollerer Arten verhindert, eingeschränkt, ähnelt

aber sonst dem der anderen mineralischen Tieflandbachtypen (→ Fauna-Index Typ 14/16; → Anzahl Trichoptera).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrigere Werte des Metrics (Typen 14, 15, 17, 18: $\leq 42\%$, Typ 15_groß: $\leq 40\%$, Typ 16: $\leq 44\%$) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind der Aufstau der Gewässer (Typen 15, 15_groß, 17) sowie der Wald- (Typen 14, 15, 16) und Siedlungsanteil (Typ 15_groß) im Einzugsgebiet.

Der „Fauna-Index“ ist hoch mit positiven Strukturelementen korreliert und bewertet somit vor allem die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate), reagiert aber auch auf Beeinträchtigungen auf Einzugsgebietebene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Höhere Werte des Metrics (z. B. $> 0,38$ bei Typ 14) indizieren ein strukturell intaktes Gewässer und sind bedingt durch das Vorkommen von Taxa, die bevorzugt in Gewässern mit naturnaher Morphologie vorkommen (z. B. xylophage Arten wie *Macronychus quadrituberculatus*, *Lasiocephala basalis* (Typen 14, 15, 15_groß), *Lype* sp. (Typen 15, 16, 17, 18). Strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradiert Morphologie verbreitet sind, darunter Eintagsfliegen der Gattung *Caenis* sp. (Typen 14, 15, 16, 18) oder die Köcherfliegen *Goera pilosa* (Typen 14, 16, 18) und *Mystacides azurea* (Typ 17) in größeren Individuendichten. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind insbesondere die Strömungsdiversität (Typ 14), das Vorhandensein besonderer Uferstrukturen (Typen 15, 15_groß, 17), der Aufstau der Gewässer (Typen 15, 15_groß, 17) sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet (Typen 14, 15, 15_groß, 16, 17).

Köcherfliegen (Anzahl Trichoptera) sind in naturnahen Tieflandbächen und -flüssen mit zahlreichen, vielfach spezialisierten Arten vertreten (z. B. > 7 Taxa bei Typen 14, 15, 15_groß, 17, 18), die bevorzugt Sekundärsubstrate wie Totholz, Falllaub und Kiesbänke sowie schneller strömende Bereiche (v. a. bei Typ 16) besiedeln und das Vorkommen einer diversen Makrozoobenthoszönose indizieren. Typspezifische Arten sind u. a. *Lasiocephala basalis* (Typen 14, 15, 15_groß, 18), Arten der Gattung *Sericostoma* (Typen 14, 15, 17, 18), die sich vorwiegend als Zerkleinerer ernähren sowie die strömungsliebenden Arten *Agapetus fuscipes* (Typen 14, 16, 18) und *Brachycentrus subnubilus* (Typen 15, 15_groß, 17). Niedrige Werte des Metrics lassen u. a. auf Strukturarmut schließen (z. B. aufgrund des Fehlens organischer Sekundärsubstrate). Weitere Faktoren, die das Vorkommen von Trichoptera-Arten beeinflussen, sind der Wald- (Typ 14) und Ackeranteil (Typ 16) im Einzugsgebiet sowie der Aufstau der Gewässer (Typen 15, 15_groß, 17).

Der Anteil an Litoral-Besiedlern (Litoral [%] (Ind.)), Arten, die bevorzugt in den Uferzonen von Stillgewässern oder Stillwasserbereichen großer Flüsse siedeln, ist in naturnahen Gewässern der Typen 14-18 sehr gering (z. B. $\leq 2\%$ bei Typen 14, 16, 18). Ist der Anteil an Litoral-Besiedlern (z. B. *Caenis horaria* (Typen 14, 15, 16, 18), *Lymnaea stagnalis* (Typen 14, 16, 17, 18), *Molanna angustata* (Typen 15, 17), *Anisus vortex* (Typ 15_groß))

erhöht (z. B. $\geq 12,40$ % bei Typ 14), ist das natürliche Fließverhalten des Gewässers gestört. Mögliche Ursachen sind vor allem Stauhaltung und fehlende Beschattung mit dem dadurch bedingten Aufwuchs von größeren, stillwassertypischen Makrophytenbeständen. Weiterhin bestimmt wird die Höhe des Metric-Wertes durch den Acker- (Typ 14) und Waldanteil (Typen 15, 16) im Einzugsgebiet sowie den Aufstau der Gewässer (Typ 16).

Der Anteil an Pelal-Besiedlern (Pelal [%] (Ind.)) ist in naturnahen Gewässern der Typen 15 und 16 gering (≤ 4 % bzw. ≤ 1 %), da unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm) nur in den strömungsberuhigten Zonen im Uferbereich vorkommen. Ist der Anteil an Pelal-Besiedlern, beispielsweise durch das individuenreiche Vorkommen der Köcherfliege *Mystacides azurea* erhöht, deutet das auf einen zu hohen Anteil dieser feinen, mobilen Substrate hin. Mögliche Ursachen sind u. a. Stauhaltung sowie der Eintrag von feinem Material aus dem beispielsweise intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet und das dadurch bedingte Zusetzen des Interstitials. Weitere Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind insbesondere das Vorhandensein von Querbauwerken und der dadurch bedingte Aufstau sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet.

Organisch geprägte Bäche und Flüsse (Typen 11, 12), Niederungsfließgewässer (Typ 19)

Die *Organisch geprägten Bäche und Flüsse* sind in naturnahem Zustand kaum eingeschnitten und weisen einen geschwungenen bzw. mäandrierenden Verlauf auf; es dominieren sekundäre organische Sohlsubstrate wie Torf, Holz, Grob- und Feindetritus, durchsetzt mit größeren Wasserpflanzenbeständen; mineralische Substrate (Sand, Kies) kommen in geringeren Anteilen vor. Die Habitatvielfalt der organischen Substrate führt zu einer artenreichen Makrozoobenthoszönose, wobei Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in naturnahen Gewässern dieser Typen bis zu 50 % der vorkommenden Individuen stellen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Die organischen Sekundärsubstrate, darunter vor allem der hohe Anteil an organischem Feinmaterial, bedingt das Vorkommen speziell angepasster Arten (\rightarrow Fauna-Index Typ 11/12), darunter verschiedene Köcherfliegenarten (\rightarrow Anzahl Trichoptera).

Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern zeichnen sich im naturnahen Zustand durch einen gefällearmen, geschwungenen bis mäandrierenden Verlauf aus mit einem charakteristischen Wechsel von Fließ- und Stillwassersituationen. Dominierend sind organische Sohlsubstrate wie Makrophyten oder Totholz. Die Habitatvielfalt dieser organischen Substrate sowie das variierende Fließverhalten führen zu einer vergleichsweise artenreichen Makrozoobenthoszönose, wobei Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 40 % der vorkommenden Individuen stellen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Die strukturelle Vielfalt der Substrate bedingt das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten (\rightarrow Fauna-Index Typ 11/12), darunter verschiedene Köcherfliegenarten (\rightarrow Anzahl Trichoptera).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics (Typ 11: ≤ 32 %, Typ 12: ≤ 30 %, Typ 12: ≤ 26 %) deuten auf ein Artendefizit sowie verscho-

bene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Bestimmt wird die Höhe des Metric-Wertes durch Faktoren wie besondere Laufstrukturen (Typen 11, 12) und den Waldanteil im Einzugsgebiet (Typen 11, 19).

Der „Fauna-Index Typ 11/12“ ist hoch mit positiven Strukturelementen korreliert und bewertet somit vor allem die Auswirkungen struktureller Degradation auf Habitatebene (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate), reagiert aber auch auf Beeinträchtigungen auf Einzugsgebietebene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Höhere Werte des Metrics (z. B. $\geq 0,38$ bei Typ 11) indizieren ein strukturell intaktes Gewässer und sind bedingt durch das Vorkommen von Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln (z. B. xylophage Arten wie *Macronychus quadrituberculatus*, *Lasiocephala basalis* (Typen 11, 12), *Leptophlebia vespertina* (Typ 12) oder *Lepidostoma hirtum* (Typ 19)). Strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradierter Morphologie verbreitet sind, darunter die Eintagsfliege *Caenis horaria* oder die Köcherfliege *Goera pilosa* in größeren Individuendichten. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind insbesondere besondere Lauf- und Uferstrukturen (Typen 11, 12), die Strömungs- und Substratdiversität (Typ 12) sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet (Typen 11, 19).

Köcherfliegen (Anzahl Trichoptera) sind in naturnahen *Organisch geprägten Bächen und Flüssen* sowie *Kleinen Niederungsfießgewässern in Fluss- und Stromtälern* mit mehreren, teilweise spezialisierten Arten vertreten (z. B. > 5 Taxa bei Typ 11), die bevorzugt Sekundärsubstrate wie Totholz oder Makrophyten besiedeln und das Vorkommen einer diversen Makrozoobenthoszönose indizieren. Typspezifische Arten sind u. a. *Lasiocephala basalis* (Typen 11, 12) sowie *Halesus digitatus* und *H. radiatus* (Typen 11, 19), die sich vorwiegend als Zerkleinerer der Wasserpflanzen und des partikulären organischen Materials ernähren sowie die moorliebende Art *Oligotricha striata* (Typ 12). Niedrige Werte des Metrics lassen u. a. auf Strukturarmut, z. B. durch das Fehlen der organischen Sekundärsubstrate schließen. Weitere Faktoren, die das Vorkommen von Trichoptera-Arten beeinflussen, sind der Siedlungs- (Typ 11) und Waldanteil (Typ 19) im Einzugsgebiet, das Vorhandensein besonderer Uferstrukturen (Typ 11) sowie die Substratdiversität (Typ 12).

Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Typen 21_Nord, 21_Süd)

Die *Seeausflussgeprägten Fließgewässer* als Bäche und kleine Flüsse sind in naturnahem Zustand vergleichsweise breit mit tragem (lenitische Seeausflüsse) oder schnellerem Fließverhalten (lotische Seeausflüsse). Die Sohlsubstrate werden von den geologischen Bedingungen vor Ort bestimmt, sind aber in der Regel detritus- und feinsedimentreich. In den langsamer fließenden Bereichen wachsen Schwimmblattpflanzen, die das Vorkommen eines gewissen Anteils an Phytal-Besiedlern bedingen (\rightarrow Phytal-Besiedler [%] (Ind.)). Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera stellen in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 55 % der vorkommenden Individuen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Die besonderen Bedingungen hinsichtlich Abflussregime und Substrat bedingen das Vorkommen speziell angepasster Arten (\rightarrow LTI_quantitativ).

Ein hoher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine typspezifische Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics ($< 42\%$) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind insbesondere die Tiefenvarianz sowie die Nutzungsintensität im Einzugsgebiet.

Ein niedriger Wert des „ LTl_{quan} “ ($< 2,8$) steht für einen hohen Anteil seeausflussassoziierter Taxa wie beispielsweise die Köcherfliege *Neureclipsis bimaculata* oder die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*, ein hoher Wert für einen hohen Anteil an Generalisten.

In naturnahen Gewässern des Typs 21 ist ein gewisser Anteil an „Phytal-Besiedlern“ ($\leq 15\%$) vertreten. Ist der Anteil erhöht ($\geq 25\%$), ist das natürliche Fließverhalten des Gewässers gestört. Mögliche Ursachen sind Stauhaltung und eine vollständig fehlende Beschattung mit dem dadurch bedingten Aufwuchs von ausgedehnten, ausschließlich stillwassertypischen Makrophytenbeständen. Die Höhe des Metric-Wertes wird u. a. durch den Siedlungsanteil im Einzugsgebiet bestimmt.

Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse (Typ 23)

Die *Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse* zeichnen sich im naturnahen Zustand durch ein sehr schwach fließendes oder bei Rückstau stehendes Strömungsbild aus. Die Sohlsubstrate werden von den geologischen Bedingungen vor Ort bestimmt, sind aber in der Regel detritus- und feinsedimentreich. Besiedler unverfestigter Feinsedimente wie Schlick und Schlamm sind daher zu einem gewissen Anteil vertreten (\rightarrow Pelal-Besiedler [%] (Ind.)). Trotz der eher mäßigen Habitatvielfalt stellen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 15 % der vorkommenden Individuen (\rightarrow EPT [%] (HK)). Auch der Anteil oligosaprober Taxa liegt bei bis zu 15 % (\rightarrow Oligosaprobe [%] (HK)). Mäßig ist der Anteil an Potamalarten an der Zönose (\rightarrow Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.), (\rightarrow Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)).

Ein deutlicher Anteil EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) an den Gesamtindividuen indiziert u. a. eine typspezifische Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Werte des Metrics ($\leq 9\%$) deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes beeinflussen, sind die Lauform des Gewässers sowie der Grünlandanteil im Einzugsgebiet.

Oligosaprobe Organismen sind überwiegend auf eine sehr gute Sauerstoffversorgung angewiesen, stellen darüber hinaus aber auch hohe Ansprüche an die Gewässermorphologie. Ein gewisser Anteil an Oligosaproben (Oligosaprobe [%] (HK)) steht daher für eine vergleichsweise gute Sauerstoffversorgung und nur geringfügige Defizite in der Gewässerstruktur. Ein Faktor, der die Höhe des Metric-Wertes bestimmt, ist die Strömungsdiversität.

„Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.)“ sind an die Bedingungen in kleinen Flüssen angepasst: vergleichsweise niedrige Strömungsgeschwindigkeiten, feine Sohlsubstrate, geringere Sauerstoffversorgung, einen höheren saprobiellen Grundzustand und höhere Sommertem-

peraturen. Sie können daher auch in den Ostseezuflüssen einen gewissen Individuenanteil stellen, der jedoch im vergleichsweise guten Gewässerzustand 14,4 % nicht übersteigt. Ein Faktor, der das Vorkommen von Epipotamal-Besiedlern beeinflusst, ist das Vorhandensein von Längsbänken.

Wie die Epipotamal-Besiedler sind auch die „Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)“ an die Bedingungen in Flüsse angepasst: niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten, feinere Substrate, eine geringere Sauerstoffversorgung, ein höherer saprobieller Grundzustand und höhere Sommertemperaturen. Auch sie können deutliche Individuenanteile stellen, die jedoch in vergleichsweise naturnahen Gewässern nicht über 16,0 % liegen. Ein Faktor, der die Höhe des Metric-Wertes bestimmt, ist die Breitenvarianz des Gewässers.

Der Anteil an „Pelal-Besiedlern [%] (Ind.)“ ist in naturnahen Gewässern des Typs 23 vergleichsweise hoch (bis zu 25 %), da die Gewässersohle in den Rückstaubereichen durch Organomudden (Schlick- und Schlammablagerungen) angefüllt ist. In Fließgewässertypen mit natürlicherweise hohem Anteil an Pelal-Besiedlern wie dem Typ 23 werden jedoch typische Pelalarten bei Belastung durch Ubiquisten ersetzt, so dass ihr Anteil abnimmt. Weitere Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen, sind die Lauform des Gewässers sowie die Nutzungsintensität im Einzugsgebiet.

Betrachtet man die Ergebnisse der Korrelationen zwischen den finalen multimetrischen Indizes und den Nutzungs- und Strukturindizes (Tabelle 35), zeigt sich ein heterogenes Bild. Erwartungsgemäß korrelieren die Flusstypen eher mit der Struktur vor Ort (z. B. Typen 9 und 15 mit $r = 0,74$ bzw. $r = 0,69$) und die Bachtypen mit der Nutzung des Einzugsgebiets (Typen 2.1, 5-7 und 14: $r = 0,5-0,73$). Die größeren Einzugsgebiete der Flüsse unterscheiden sich weniger deutlich hinsichtlich der vorkommenden Nutzungen wie die kleineren der Bäche und bilden damit einen schwächeren Gradienten aus; letzteres hat einen Einfluss auf die Höhe der Korrelationen. Insgesamt lassen die Werte auf eine gute Funktionalität des Moduls „Allgemeine Degradation“ bei diesen Typen schließen. Entgegen den Erwartungen korrelieren die multimetrischen Indizes der Typen 3.1 und 16 trotz einer hinreichenden Datenbasis nicht signifikant mit dem Nutzungsindex. Möglicherweise wurden hier zu weitreichende Zugeständnisse zu Gunsten einheitlicher multimetrischer Indizes innerhalb der Alpenvorland- bzw. Tieflandtypen gemacht.

Beispiele weiterer multimetrischer Bewertungssysteme

Neben den in Kapitel 3.2.2 angesprochenen multimetrischen Indizes von Barbour et al. (1999), Klemm et al. (2003) und Lorenz et al. (2004b), gibt es einige weitere Arbeiten zur Entwicklung multimetrischer Indizes auf der Grundlage von Makroinvertebraten.

Das Modul „Allgemeine Degradation“ des österreichischen Makrozoobenthos-Bewertungssystems (Öfenböck et al. 2007) besteht, je nach Gewässertyp, aus ein oder zwei multimetrischen Indizes mit insgesamt bis zu elf Core Metrics, die die Auswirkungen potamalisierender oder rhithralisierender Effekte sowie toxische Belastungen indizieren sollen. Core Metrics für die Bewertung der Kalkvorpalen-Gewässer sind u. a. der

Degradationsindex sowie die Anzahl und der Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-Taxa). Zur Bewertung der Bäche und kleinen Flüsse der Kalkalpen in Deutschland (Typen 1.1 und 1.2) wird ebenfalls der Anteil an EPT-Taxa (EPT [%] (HK)) berechnet. Anstelle der Anzahl an EPT-Taxa wird der Metric „Anzahl EPTCBO-Taxa“ verwendet, der zusätzlich die vorkommenden Coleoptera, Bivalvia und Odonata (CBO) berücksichtigt. Der österreichische Degradationsindex ist mit dem von Lorenz et al. (2004) entwickelten Fauna-Index vergleichbar. Auch er identifiziert Artendefizite und eine verschobene Artenzusammensetzung aufgrund struktureller Degradation und basiert auf der Präferenz von Taxa für Referenzstellen und für gering beeinträchtigte Stellen bzw. deren bevorzugter Verbreitung an stärker beeinträchtigten Stellen.

In Belgien wird der „Belgian Biotic Index“ (BBI), der auf der Toleranz der vorkommenden Taxa gegenüber Beeinträchtigungen basiert, bisher standardmäßig zur Bewertung der biologischen Qualität von Gewässern auf Grundlage des Makrozoobenthos eingesetzt. Gabriels (2007) entwickelte für die Region Flandern den „Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders“ (MMIF), einen typspezifischen multimetrischen Index für die Bewertung von Fließgewässern und Seen basierend auf dem Makrozoobenthos. Grundlagen der Entwicklung waren die Erfahrungen mit dem BBI, Auswertungen der Datenbank des flämischen Umweltamtes sowie Expertenwissen. Der MMIF setzt sich aus den Core Metrics „Anzahl Taxa“, „Anzahl EPT-Taxa“, „Anzahl sensitive nicht-EPT-Taxa“, „Shannon-Wiener-Index“ sowie „Mean Tolerance Score“ (Mittelwert der Toleranzwerte aller vorkommenden Taxa) zusammen und deckt damit lediglich die Metric-Typen „Vielfalt/Diversität“ und „Toleranz“ ab; Zusammensetzung- und Abundanz-Metrics sowie funktionale Metrics fehlen.

Im Rahmen zweier Arbeiten aus Südamerika wurden ebenfalls multimetrische Indizes auf Grundlage des Makrozoobenthos erarbeitet. Moya et al. (2007) entwickelten einen ersten Index für Fließgewässer in Bolivien (Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon), der sich aus den Core Metrics „Anzahl EPT-Taxa“, „Abundanz EPT-Taxa“, „Anteil EPT-Taxa“, „Abundanz Chironomiden“, „Anteil an Chironomiden“ zusammensetzt und damit Vielfalt- und Diversitäts-Metrics sowie Zusammensetzung- und Abundanz-Metrics enthält. Der von Baptista et al. (2007) vorgelegte „Serra dos Órgãos Multimetric Index“ (SOMI) für Waldbäche in Brasilien (Rio de Janeiro State) beinhaltet die Core Metrics „Anteil Diptera“, „Anteil Coleoptera“, „Anzahl Familien“, „Anzahl EPT-Taxa“, „BMWP-CETEC“ und „Anteil Zerkleinerer“ und somit Metrics aller vier Metric-Typen.

Anhand der Arbeiten von Barbour et al. (1999) und Klemm et al. (2003), den hier zitierten Beispielen aus Österreich, Belgien und Südamerika sowie den im Rahmen der vorliegenden Arbeit identifizierten Kandidaten- und Core Metrics wird deutlich, dass die Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera eine zentrale Rolle bei der Bewertung spielen. Die Metrics „Anteil EPT-Taxa“ und/oder „Anzahl EPT-Taxa“ (manchmal auch „Anzahl EPTCBO-Taxa“) sind fester Bestandteil fast jeden multimetrischen Indexes – weitgehend unabhängig von der Ökoregion und dem Fließgewässertyp.

5.3. Berücksichtigung der Ergebnisse der „bottom-up“-Überprüfung der deutschen Fließgewässertypologie bei der Typspezifität des Bewertungsverfahrens

Eines der Grundprinzipien der EG-WRRL ist die typspezifische Bewertung der Oberflächengewässer. Das Modul „Allgemeine Degradation“ zur Bewertung der Fließgewässer wurde daher unter Berücksichtigung der von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) vor dem Hintergrund der Richtlinie erarbeiteten „top-down“-Typologie entwickelt (vgl. Kapitel 2.2).

In letzter Zeit wurden, u. a. von Brunke (2004), Lorenz et al. (2004a) und Feld (2005), auf Grundlage des Makrozoobenthos verschiedene Analysen zur „bottom-up“-Validierung der Typologie nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) durchgeführt. Die Arbeiten konnten die biozönotische Relevanz eines Teils der 24 Fließgewässertypen untermauern. Nicht biozönotisch validieren konnten Lorenz et al. (2004a) beispielsweise die Trennung der Mittelgebirgsflüsse in die Typen 9, 9.1 und 9.2 oder Feld (2005) eine Unterscheidung überwiegend sand- und kiesgeprägter Fließgewässer (Typ 14 von Typ 16 und Typ 15 von Typ 17).

Die in Bearbeitungsphase III verwendeten Datensätze der Typen 9, 9.1 und 9.2 sowie die der Typen 14 und 16 werden jeweils zu einer Gruppe zusammengefasst und die Analysen zwischen den Metrics und den Nutzungs- bzw. Strukturparametern mit folgender Fragestellung wiederholt: Können aufgrund der oben zitierten „bottom-up“-Überprüfungen der deutschen Fließgewässertypologie (Brunke 2004, Lorenz et al. 2004, Feld 2005) einzelne Gewässertypen für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos zusammengefasst werden?

5.3.1. Ergebnisse

In den folgenden beiden Tabellen sind die typspezifischen Korrelationsergebnisse der Typen 9, 9.1, 9.2, 14 und 16 den auf Grundlage der aggregierten Typen (9/9.1/9.2, 14/16) berechneten Ergebnisse gegenübergestellt. Je Fließgewässer- und Metric-Typ sind die drei Metrics dargestellt, die am höchsten signifikant mit den Nutzungs- und/oder Strukturparametern korrelieren, teilweise ergänzt um Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben (vgl. Kapitel 5.1.1, Tabelle 25 ff).

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Nutzungsparametern

Bei den Metrics der Typen „Zusammensetzung/Abundanz“ (Z/A), „Vielfalt/Diversität“ (V/D) und den „Toleranz“-Metrics (T) zählen für die Mittelgebirgsflüsse (Typen 9, 9.1 und 9.2) jeweils die gleichen drei Metrics zu den am höchsten korrelierenden – unabhängig davon, ob die Berechnungen typspezifisch oder mit dem aggregierten Typ 9/9.1/9.2 durchgeführt werden. Unter den funktionalen Metrics, die bei den Korrelationsanalysen berücksichtigt wurden, gehören bei dem aggregierten Typ neben dem Metric „Rheoindex (HK)“, der auch mit Typ 9.1 korreliert, der Anteil an Steinbesiedlern (Steinbesiedler "AHT 1" [%] (HK)) und der Anteil an Phytal-Besiedlern (Phytal [%] (Ind.)) zu den am besten korrelierenden Metrics. Die Korrelationskoeffizienten sind bei dem aggregierten Typ nicht so hoch wie bei den einzelnen Typen und mit Werten zwischen 0,3 und 0,4 vergleichsweise niedrig.

Die Analysen mit den Typen 14, 16 und 14/16 zeigen ein heterogeneres Bild. Neben einem Teil der Metrics, die auch im Rahmen der typspezifischen Analysen zu den drei am besten korrelierenden gehören (Metric-Typ Z/A: Plecoptera [%] (Ind.), EPT-Taxa [%] (HK); V/D: Anzahl Plecoptera, Anzahl Trichoptera; T: Fauna-Indizes Typen 14 und 14/16, Rhithron-Type-Index (Ind.)), wurden für den aggregierten Typ 14/16 die Metrics „EPT-Taxa [%] (Ind.)“ (Metric-Typ Z/A), „Anzahl EPTCBO-Taxa“ (Metric-Typ V/D), „Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)“ und „rheophil [%] (Ind.)“ (beide Metric-Typ T) als am höchsten korrelierende indentifiziert. Die Höhe der Korrelationskoeffizienten ist bei beiden Analysen (typspezifisch / aggregiert) vergleichbar.

Tabelle 36: Vergleich der typspezifischen Korrelationsergebnisse zwischen Metrics und Nutzungsparametern (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) (Typen 9, 9.1, 9.2, 14, 16) mit denen der aggregierten Typen (9/9.1/9.2: N = 278; 14/16: N = 203).

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Bodennutzungsparameter, A = Ackerflächen, W = Wälder, G = Grünland, S = Siedlungsflächen, I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, kursiv = nicht signifikant ($p \geq 0,05$)

Metric-Typ / Metric	Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		9/9.1/9.2 aggregiert		Typ 14		Typ 16		14/16 aggregiert	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz														
Crustacea [%] (Ind.)			0,45	I	0,37	A	0,38	A						
Plecoptera [%] (Ind.)			0,55	I					0,5	I	0,36	I	0,46	I
Trichoptera [%] (Ind.)					0,36	A	0,25	A						
Coleoptera [%] (Ind.)	0,48	G									0,47	A		
EPT [%] (Ind.)	0,26	S											0,32	W
EPT [%] (HK)	0,31	S, G	0,53	I	0,44	A	0,27	I	0,44	W	0,3	W	0,44	W
Vielfalt / Diversität														
Anzahl Taxa	0,5	A												
Anzahl Ephemeroptera			0,61	I										
Anzahl Plecoptera									0,52	I	0,47	I	0,49	I
Anzahl Trichoptera					0,34	I			0,35	I	0,16	G	0,27	I
Anzahl Coleoptera					0,35	S, W					0,38	A		
Anzahl EPT-Taxa	0,46	A	0,61	I			0,42	S	0,32	I			0,31	I
Anzahl EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)	0,47	A	0,58	I	0,35	S	0,44	S					0,27	W
Diversität (Margalef Index)	0,46	A					0,42	G			0,31	A		
Toleranz														
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5			0,5	I										
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	0,29	A	0,35	I	0,19	G								
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14									0,59	W	0,41	W	0,53	W
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15									0,57	W				
Fauna-Index Typ 9	0,41	W					0,3	i						
Fauna-Index Typ 9.1			0,44	A			0,28	I						
Fauna-Index Typ 9.2					0,34	I	0,41	I						
Fauna-Index Typ 14/16									0,56	W	0,44	W	0,53	W
Xenosaprobe [%] (HK)					0,35	W					0,35	W		
Oligosaprobe [%] (Ind.)	0,34	I												
Oligosaprobe [%] (HK)	0,31	I	0,43	A			0,31	I			0,37	W		
Potamon-Typie-Index (HK)					0,4	G								
Rhithron-Typie-Index (Ind.)			0,41	A			0,3	W	0,54	I			0,48	I
Funktionale Metrics														
Metarhithral [%] (Ind.)	0,17	I			0,16	I	0,17	I					0,4	A
Litoral [%] (Ind.)									0,51	I, A	0,37	W	0,43	A
rheophil [%] (Ind.)													0,39	A
rheophil [%] (HK)									0,46	A				
Rheindex n. Banning (HK)			0,45	A			0,25	W						
Pelal [%] (Ind.)											0,47	W	0,15	I

Metric-Typ / Metric	Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		9/9.1/9.2 aggregiert		Typ 14		Typ 16		14/16 aggregiert	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Lithal [%] (Ind.)									0,44	I				
Phytal [%] (Ind.)							0,23	I						
Steinbesiedler n. Braukmann "AHT 1" [%] (HK)							0,33	I						
Aktive Filtrierer [%] (Ind.)											0,39	W		
Passive Filtrierer [%] (Ind.)					0,4	A								
Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierer [%] (Ind.)					0,31	A								

Korrelationsanalysen zwischen Metrics und Strukturparametern

Bei den Analysen für den aggregierten Typ 9/9.1/9.2 konnten einige Metrics als gut korrelierend identifiziert werden, die auch bei einem der einzelnen Typen zu den am besten korrelierenden Metrics gehören (z. B. Metric-Typ Z/A: EPT-Taxa [%] (HK), Metric-Typ V/D: Anzahl EPTCBO-Taxa oder Metric-Typ T: Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9). Metrics, die nur bei dem aggregierten Typ Typ 9/9.1/9.2 zu den drei am besten korrelierenden gehören, sind u. a. der Margalef Index (Diversität (Margalef Index)), der „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5“ sowie der Anteil an Hypocrenal-Besiedlern (Hypocrenal [%] (Ind.)). Die Höhe der Korrelationen liegt bei dem aggregierten Typ etwas unter der der typspezifischen Analysen.

Führt man die Korrelationsanalysen mit den mineralischen Tieflandbächen (aggregierter Typ 14/16) durch, stimmen die Hälfte der am besten korrelierenden Metrics mit denen überein, die auch bei der typspezifischen Analyse für Typ 14 ermittelt wurden (z. B. Metric-Typ Z/A: Trichoptera [%] (Ind.), Metric-Typ V/D: Anzahl Trichoptera). Neu für den aggregierten Typ 14/16 identifizierte Metrics sind u. a. der Anteil an EPT-Taxa (EPT-Taxa [%] (Ind.)), die Anzahl an Ephemeroptera (Anzahl Ephemeroptera) und der Metric „Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)“. Die Höhe der Korrelationskoeffizienten ist, wie bei den Berechnungen mit den Nutzungsparametern, bei den typspezifischen und aggregierten Analysen vergleichbar.

Tabelle 37: Vergleich der typspezifischen Korrelationsergebnisse zwischen Metrics und Strukturparametern (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten) (Typen 9, 9.1, 9.2, 14; für Typ 16 wurden aufgrund unzureichender Datenbasis keine Korrelationen durchgeführt) mit denen der aggregierten Typen (9/9.1/9.2: N = 87; 14/16: N = 22).

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, Lf = Laufform, Uv = Uferverbau,

I = Gewässerstrukturgüteindex, Sd = Strömungsdiversität, BL = besondere Laufstrukturen, BU = besondere

Uferstrukturen, T = Tiefenvarianz, Bv = Breitenvarianz, P = Profiltyp, Pt = Profiltiefe, St = Substratdiversität,

Q = Querbänke, BS = besondere Sohlstrukturen, Sv = Sohlenverbau, R = Rückstau, Lb = Längsbänke,

Ub = Uferbewuchs, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, kursiv = nicht signifikant ($p \geq 0,05$)

Metric-Typ / Metric	Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		9/9.1/9.2 aggregiert		Typ 14		14/16 aggregiert	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung / Abundanz												
Crustacea [%] (Ind.)					0,4	Uv	0,31	St	0,57	BL		
Trichoptera [%] (Ind.)	0,46	Sd			0,57	Lf	0,41	Pt	0,5	P	0,47	P
Coleoptera [%] (Ind.)									0,61	P	0,51	P
EPT [%] (Ind.)	0,44	Sd	0,57	Pt							0,54	R
EPT [%] (HK)	0,57	Sd	0,53	Pt	0,49	Sd	0,35	Sd	0,33	P	0,35	R
EPTCBO [%] (Ind.)			0,62	Pt								
Vielfalt / Diversität												
# Ephemeroptera			0,51	Lf	0,41	Uv					0,43	Sd
# Plecoptera											0,43	BL
# Trichoptera	0,52	Uv	0,54	St			0,4	Qb	0,47	BL	0,47	P
# Coleoptera			0,61	T	0,45	T			0,51	BL		
# EPT-Taxa	0,53	Bv										
# EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)	0,52	Pt	0,45	St	0,39	Sd	0,37	Qb				
Diversität (Margalef Index)							0,39	Qb				
Diversität (Shannon-Wiener-Index)					0,4	Q	0,37	I	0,56	Uv		
Toleranz												
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5							0,35	BS				
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	0,62	Sd	0,35	Uv	0,58	Sd	0,47	Sd				
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14									0,61	Pt	0,65	I
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15									0,64	Pt	0,62	BL
Fauna-Index Typ 9	0,57	Sd					0,31	I				
Fauna-Index Typ 9.1			0,5	T			0,26	Uv				
Fauna-Index Typ 9.2					0,46	Sd	0,27	Ub				
Fauna-Index Typ 14/16									0,47	I	0,57	Qb
Xenosaprobe [%] (Ind.)					0,66	P						
Oligosaprobe [%] (Ind.)			0,5	T	0,72	Lb						
Oligosaprobe [%] (HK)	0,61	I							0,68	Pt	0,61	I
Potamon-Typie-Index (HK)			0,58	Lf	0,59	Sd						
Rhithron-Typie-Index (Ind.)							0,33	St	0,68	Pt		
Funktionale Metrics												
Hypocrenal [%] (Ind.)							0,31	Sv				
Epirhithral [%] (Ind.)	0,52	Lf			0,67	Sd						
Metarhithral [%] (Ind.)	0,39	Sd			0,49	Lb	0,26	Lf				
Epipotamal [%] (Ind.)					0,62	BL						

	Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		9/9.1/9.2 aggregiert		Typ 14		14/16 aggregiert	
Metric-Typ / Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Metapotamal [%] (Ind.)			0,65	T							0,53	Pt
Litoral [%] (Ind.)									0,47	P	0,41	P
Crenal gesamt [%] (Ind.)	0,5	Lf										
rheophil [%] (HK)			0,62	T			0,31	P	0,68	Pt		
Rheoindex n. Banning (Ind.)											0,6	R
Pelal [%] (Ind.)											0,46	Bv
Psammal [%] (Ind.)							0,29	Lb				
Phytal [%] (Ind.)					0,58	P						
Steinbesiedler n. Braukmann "AHT 1" [%] (HK)	0,5	Bv										
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)			0,54	Lf							0,64	Sv
Zerkleinerer [%] (Ind.)									0,62	BS		
Passive Filtrierer [%] (Ind.)									0,62	BS		

5.3.2. Diskussion

Die Flüsse der Typen 9, 9.1 und 9.2 (Mittelgebirgsflüsse) zeichnen sich gemäß der Typbeschreibungen von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) durch eine ähnliche Morphologie aus: Je nach Talbodenbreite sowie Geschiebe- und Gefälleverhältnissen können die Gewässerabschnitte gewunden bis mäandrierend und unverzweigt sein oder schwach gewunden und nebengerinnereich; dominierende Substrate sind Schotter, Steine und Kies, bei den Typen 9.1 und 9.2 durchsetzt mit größeren Anteilen an Feinsedimenten wie Sand und Lehm. Das Strömungsbild wird bei allen drei Typen als vorherrschend bis überwiegend schnell, z. T. auch turbulent beschrieben, die Abflussschwankungen in Jahresverlauf sind sehr groß.

Unterschiede gibt es hinsichtlich der Einzugsgebietsgröße (Typen 9 und 9.1: 100-1.000 km², Typ 9.2: 1.000-10.000 km²), der Wasserbeschaffenheit (Typ 9: Silikatgewässer, Typen 9.1 und 9.2: Karbonatgewässer bzw. tendenziell Karbonatgewässer) sowie laut Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) in der Besiedlung. In Gewässern des Typs 9 kommen noch vermehrt Arten kleinerer und kühlerer Gewässer vor; Typ 9.1-Gewässer zeichnen sich durch das Vorkommen kalkliebender Arten aus und in den großen Mittelgebirgsflüssen (Typ 9.2) sind potamale sowie eurytherme Arten vertreten.

Wie bereits eingangs erwähnt, konnten Lorenz et al. (2004a) bei ihrer bottom-up-Überprüfung der Fließgewässertypologie von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) eine klare Trennung der Mittelgebirgsflüsse in die Typen 9, 9.1 und 9.2 nicht validieren. Deutlich trennen lassen sich die Mittelgebirgsbäche (Typen 5, 5.1, 6, 7) mit einem Einzugsgebiet von bis zu 100 km² von den Flüssen im Mittelgebirge (Typen 9-9.2, Einzugsgebiet > 100 km²). Weiterhin können die silikatischen (Typen 5 und 5.1) von den karbonatischen Bächen (Typen 6 und 7) faunistisch unterschieden werden. Biozönotische Unterschiede, bedingt durch die Geologie des Einzugsgebiets, sind tendenziell auch bei den Mittelgebirgsflüssen zu erkennen, reichen aber nach Lorenz et al. (2004a) nicht aus, die einzelnen Typen zu bestätigen. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass mit einer homogenen und vor allem um zusätzliche Referenzstellen erweiterten Datenbasis eine weitergehende Differenzierung möglich sein könnte.

Vergleicht man die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten typspezifischen Korrelationsanalysen mit denen auf Grundlage des aggregierten Typs 9/9.1/9.2, weisen letztere niedrigere Korrelationskoeffizienten auf. Zu erklären ist das mit der größeren aber heterogeneren Datenbasis. Die u. a. durch die Größe des Einzugsgebiets (> 100 bis 10.000 km²) sowie die Geologie (silikatisch bis karbonatisch) bedingten biozönotischen Unterschiede reichen laut Lorenz et al. (2004a) zwar nicht für eine Validierung der drei top-down ausgewiesenen Flusstypen, haben aber mit sehr großer Wahrscheinlichkeit Einfluss auf die Höhe der Korrelationen.

Die Metrics, die bei den Analysen (typspezifisch bzw. aggregiert) als die am besten korrelierenden identifiziert werden konnten, weisen bei den Mittelgebirgsflüssen große Übereinstimmung auf – sowohl was die Analysen mit den Nutzungs- als auch die mit den Strukturparametern betrifft.

Für die Typen 9, 9.1 und 9.2 kann man wie folgt zusammenfassen:

- Gemäß den top-down erarbeiteten Typbeschreibungen von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) weisen die Mittelgebirgsflusstypen bei vielen charakteristischen Kriterien (u. a. Morphologie) große Ähnlichkeit auf.
- Lorenz et al. (2004a) konnten die Typen 9, 9.1 und 9.2 biozönotisch nicht validieren.
- Unabhängig davon, ob man Korrelationsanalysen zwischen Nutzungs- bzw. Strukturparametern und Metrics typspezifisch oder mit einem aggregierten Typ 9/9.1/9.2 durchführt, kommt man zu vergleichbaren Ergebnissen was die Metrics betrifft, die jeweils am besten mit den abiotischen Parametern korrelieren; unterschiedlich ist jedoch die Höhe der Korrelationen.

Die Ergebnisse legen nahe, dass die Typen 9, 9.1 und 9.2 für die Bewertung zusammengefasst werden könnten. Zu berücksichtigen sind jedoch die deutlich niedrigeren Korrelationskoeffizienten, wenn man die Analysen mit dem aggregierten Typ durchführt sowie der Hinweis von Lorenz et al. (2004a), die Analysen mit einer homogenen und vor allem um zusätzliche Referenzstellen erweiterten Datenbasis zu wiederholen. Der bisher gewählte Weg -(weitgehend) gleiche Zusammensetzung des multimetrischen Indexes für die Typen 9, 9.1 und 9.2 mit typspezifischen Ankerpunkten- kann vor diesem Hintergrund als vertretbar bezeichnet werden.

Den *Sand-* bzw. *Kiesgeprägten Tieflandbächen* (Typen 14 und 16) sind nach der Typbeschreibung von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) neben der Einzugsgebietsgröße (10-100 km²) die dominierenden Sohlsubstrate Sand und Kies gemeinsam. Wie sich aus den Typnamen ableiten lässt, dominiert in den Gewässern des Typs 14 die Sand-, in denen des Typs 16 die Kiesfraktion.

Bei den weiteren von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) beschriebenen morphologischen Merkmalen unterscheiden sich die beiden Bachtypen vergleichsweise deutlich. Gewässer des Typs 14 mäandrieren stark, Prall- und Gleithänge sind deutlich ausgebildet; von großer Bedeutung sind sekundäre Habitatstrukturen wie Totholz, Erlenwurzeln, Wasserpflanzen und Falllaub. Gewässer des Typs 16 verlaufen schwach gekrümmt bis mäandrierend, die Prall- und Gleithänge sind undeutlich. Die in beiden Gewässertypen dominierenden Hartsubstratbesiedler besiedeln in den *Sandgeprägten Tieflandbächen* die organischen Sekundärsubstrate, in den *Kiesgeprägten Tieflandbächen* Kiese und Steine.

Feld (2005) kann bei zwei bottom-up-Überprüfungen der deutschen Tieflandtypen -die erste mit einem vergleichsweise heterogenen, die zweite mit einem qualitativ hochwertigen und homogen erhobenen Datensatz- keine typologische Relevanz der Sohlsubstrate Sand oder Kies ermitteln. Er weist jedoch darauf hin, dass die kiesgeprägten Fließgewässer unterrepräsentiert sind und somit zur abschließenden Klärung der Frage eine Wiederholung der Analysen unter Berücksichtigung weiterer Datensätze aus Kiesbächen notwendig wäre. Auch Lorenz et al. (2004a) konnten bei ihrer bottom-up-Überprüfung der Fließgewässertypologie von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) eine klare Trennung der Tieflandbäche in die Typen 14 (sanddominiert) und 16 (kiesdominiert) nicht validieren. Die Autoren geben zu

bedenken, dass die Qualität der Datengrundlage –angegeben ist immer nur das dominierende Substrat– sowie das Fehlen von ausreichend Referenzstellen des Typs 16 mit für das Ergebnis verantwortlich sein könnten. Letzgenannter Punkt ist problematisch, da das kiesdominierte Sohlsubstrat der Typ 16-Gewässer in degradiertem Zustand in weiten Teilen übersandet ist und sich eine typspezifische „Kies-Fauna“ nicht ausbilden kann. Laut Lorenz et al. (2004a) scheint es somit schwierig, mit der ihnen zur Verfügung stehenden Datengrundlage die Unterteilung der Tieflandbäche in die Typen 14 und 16 zu validieren oder zu widerlegen.

Im Unterschied zu den hier durchgeführten Analysen mit den Mittelgebirgsflüssen zeigen sich bei den Tieflandbächen der Typen 14 und 16 keine Unterschiede in der Höhe der Korrelationen, die abhängig davon sind, ob man die Berechnungen typspezifisch oder mit dem aggregierten Typ durchführt. So wird die Datenbasis für den Typ 14/16 größer, aber scheinbar nicht wesentlich heterogener. Denkbare Gründe hierfür sind die gleiche Einzugsgebietsgröße der beiden Typen –die Gewässergröße konnten Lorenz et al. (2004a) und Feld (2005) als wichtiges typologisches Unterscheidungskriterium identifizieren– und die Tatsache, dass strukturell degradierte Kiesbäche (Typ 16) einem Sandbach (Typ 14) vergleichsweise ähnlich sein können (Lorenz et al. 2004a).

Neben einigen neuen Metrics, die bei der Analyse mit dem aggregierten Typ 14/16 zu den am höchsten mit den Nutzungsparametern korrelierenden gehören, konnte ein Großteil der Metrics ermittelt werden, die auch bei den typspezifischen Analysen identifiziert wurden. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den Korrelationsanalysen mit den Strukturparametern, wobei hier einschränkend festgehalten werden muss, dass nur sechs Datensätze des Typs 16 hinzukommen.

Für die Typen 14 und 16 lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Gemäß den top-down erarbeiteten Typbeschreibungen von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) weisen die mineralischen Tieflandbäche gewisse Ähnlichkeiten auf (u. a. Größe des Einzugsgebiets), unterscheiden sich aber auch bei einigen charakteristischen Kriterien (u. a. Morphologie) relativ deutlich.
- Feld (2005) und Lorenz et al. (2004a) konnten die Typen 14 und 16 mit den ihnen zur Verfügung stehenden Datengrundlagen biozönotisch nicht validieren.
- Die Korrelationsanalysen zwischen Nutzungs- bzw. Strukturparametern und Metrics führen -unabhängig davon, ob sie typspezifisch oder mit einem aggregierten „Typ“ 14/16 durchgeführt werden- zu teilweise ähnlichen Ergebnissen was die Metrics betrifft, die jeweils am besten mit den abiotischen Parametern korrelieren.

Auch die Typen 14 und 16 könnten vor dem Hintergrund der hier geführten Diskussion für die Bewertung zusammengefasst werden. Da jedoch auch hier beide Autoren darauf hinweisen, dass es sinnvoll wäre, die biozönotische Validierung auf Grundlage eines größeren Datensatzes mit möglichst vielen Probenahmen von zumindest referenznahen Gewässerabschnitten der „top-down“ abgegrenzten Gewässertypen zu wiederholen, ist

zunächst das gleiche Vorgehen wie bei den Mittelgebirgsflüssen zu empfehlen: gleicher multimetrischer Index, typspezifische Ankerpunkte.

Verdonschot & Nijboer (2004) konnten belegen, dass der in der EG-WRRL empfohlene typologische Ansatz, wie er für Deutschland von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) verfolgt wurde, für die Entwicklung eines Fließgewässerbewertungssystems grundsätzlich geeignet ist. Die Arbeiten von Brunke (2004), Lorenz et al. (2004a) und Feld (2005) machen jedoch deutlich, dass eine „top-down“ abgeleitete Typologie biozönotisch validiert und auf dieser Grundlage weiterentwickelt werden muss. Voraussetzung für eine „bottom-up“-Validierung sind Datensätze von Referenzstellen bzw. referenznahen Abschnitten, da die Auswirkungen von Stressoren die natürlichen biozönotischen Unterschiede verschiedener Fließgewässertypen überlagern (Verdonschot 2006).

6. ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Der größere Teil der Fließgewässer in Deutschland ist nicht mehr durch die Auswirkungen saprobieller Belastung beeinträchtigt sondern durch eine überformte Hydromorphologie und die intensive Nutzung der Einzugsgebiete. Dementsprechend verlor die biologische Fließgewässerbewertung mittels des auf die organische Verschmutzung fokussierten Saprobien-Systems an Bedeutung und neue Bewertungsverfahren wurden erforderlich. Dieses in weiten Teilen Europas verbreitete Problem greift die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) auf. Sie sieht eine integrierte biologische Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern anhand der biologischen Qualitätskomponenten „Fische“, „Makroinvertebraten“, „Makrophyten und Phytobenthos“ sowie „Phytoplankton“ vor. Weitere Vorgaben der EG-WRRL sind eine gewässertypspezifische Bewertung sowie die Erfassung der Auswirkungen möglichst aller relevanten Stressoren. Basierend auf den Ergebnissen verschiedener europäischer und nationaler Forschungsvorhaben und den Anforderungen der Richtlinie förderte das Umweltbundesamt ein Vorhaben zur Fließgewässerbewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos. Gemeinsam mit zwei assoziierten Vorhaben, die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gefördert wurden, wurde das Bewertungsverfahren PERLODES entwickelt, mit dessen Hilfe die Bewertung der deutschen Fließgewässertypen möglich ist. Das Verfahren ist typ- und stressorenspezifisch und setzt sich aus den Modulen „Saprobie“, „Versauerung“ und „Allgemeine Degradation“ zusammen. Die Entwicklung dieses letztgenannten Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ als einen multimetrischen Index ist das Thema der vorliegenden Arbeit.

Die Bearbeitung lässt sich in drei Phasen unterteilen, denen im Text die Kapitel 3, 4, und 5 gewidmet sind: (I) Entwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“, (II) das Modul „Allgemeine Degradation“ im Praxistest, (III) Weiterentwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ zur Anwendungsreife.

Der Entwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ in Bearbeitungsphase I liegen folgende Arbeitsschritte zugrunde: (1) Zusammenstellung der Datengrundlagen 1 (Taxalisten = biologische Daten) und 2 (Nutzungs- und Strukturdaten = abiotische Daten); (2) Berechnung von 79 Metrics (biologische Kenngrößen) je Taxaliste, wobei jeder Metric einem der vier Metric-Typen „Zusammensetzung/Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“, „Toleranz“ und „funktionale Metrics“ zugeordnet ist; (3) Korrelationsanalysen zwischen Metric-Ergebnissen und ausgewählten Nutzungs- und Strukturparametern; (4) Identifikation der Kandidatenmetrics als die Metrics, die je Fließgewässer- und Metric-Typ am besten mit den abiotischen Parametern korrelieren; (5) typspezifische Ermittlung oberer bzw. unterer Ankerpunkte (Referenzzustand bzw. denkbar schlechter Zustand) und Normierung der Metric-Werte; (6) Identifikation der Core Metrics durch den Test alternativer Metric-Kombinationen.

Nach Abschluss der Bearbeitungsphase I liegt ein Modul „Allgemeine Degradation“ für 21 der 31 Fließgewässertypen (einschließlich Untertypen) vor. Die multimetrischen Indizes setzen sich aus vier bis sechs Core Metrics zusammen und decken in der Regel alle vier Metric-Typen und damit die von der EG-WRRL geforderten Aspekte der Biozönose ab. Als besonders geeignet für die Bewertung jeweils mehrerer Typen haben sich der Anteil an

Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, der Anteil an Plecoptera, der Shannon-Wiener-Index, der Anteil rheophiler Taxa sowie die jeweilige typspezifische Form des Fauna-Indexes erwiesen.

Das Modul „Allgemeine Degradation“, wurde in Bearbeitungsphase II einem Praxistest unterzogen, für den Datensätze aus zwei Quellen herangezogen und ausgewertet wurden: (1) Daten aus dem Forschungsvorhaben „Bundesweiter Praxistest“ und (2) Daten aus „Länderpraxistests“. Insgesamt bewährt sich die erste Version des Moduls „Allgemeine Degradation“ im Rahmen beider Praxistests, da der multimetrische Index in der Lage ist, die Auswirkungen struktureller Degradation und intensiver Landnutzung auf das Makrozoobenthos zu indizieren. Überarbeitungsbedarf legen die Ergebnisse der Praxistests bei den Ankerpunkten verschiedener Core Metrics offen und sie stellen die Funktionalität einzelner Core Metrics in Frage (z. B. Anteil Plecoptera [%] (Ind.) Typen 5-7, Anteil Zerkleinerer [%] (Ind.) Typen 14-19).

Für die Weiterentwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ in Bearbeitungsphase III wurden die in Phase I durchgeführten Arbeitsschritte auf Grundlage einer homogenen Datenbasis wiederholt, wobei einzelne Schritte in leicht modifizierter Form durchgeführt wurden, und Vertreter des Bundes und der Länder in Form eines „projektbegleitenden Beirats“ eng in Teile der Arbeit eingebunden waren.

Nach Abschluss der Bearbeitungsphase III liegt ein Modul „Allgemeine Degradation“ für 25 der 31 Fließgewässertypen (einschließlich Untertypen) vor. Die multimetrischen Indizes setzen sich aus drei bis fünf Core Metrics zusammen und decken bei dem Großteil der Gewässertypen alle vier Metric-Typen ab. Die Zusammensetzung der multimetrischen Indizes der Alpen und Alpenvorlandgewässer (Typen 1.1-4) stimmt weitgehend überein; gleiches gilt für die Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7), die Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2) sowie die Bäche und Flüsse im Tiefland (Typen 11-19). Die Indizes der Typen 21 (Seeausflüsse) und 23 (Ostseezuflüsse) unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung von denen der anderen Typen.

Die Ergebnisse der Korrelationen aus den Bearbeitungsphasen I und III und die Aussagen der Praxistests belegen, dass auch mit einem großen, vergleichsweise heterogenen Datensatz die Auswirkungen intensiver Landnutzung und hydromorphologischer Degradation anhand einzelner Metrics und auf Grundlage eines multimetrischen Indexes nachgewiesen werden können. Der Anteil an EPT-Taxa (HK) beispielsweise korreliert bei einem Großteil der Typen in beiden Bearbeitungsphasen signifikant mit den Nutzungs- und Strukturparametern ($r = 0,3-0,8$) und die typspezifischen Versionen des Fauna-Indexes zeigen signifikante Korrelationen zu den Strukturparametern ($r = 0,4-0,8$). Das Ergebnis des Fauna-Indexes geht künftig mit 50 % in die Berechnung des multimetrischen Indexes ein. Die Korrelationskoeffizienten der typspezifischen multimetrischen Indizes variieren zwischen $r = 0,3$ (Nutzungsindex/MMI Typ 16) und $r = 0,75$ (Nutzungsindex/MMI Typ 7; Strukturindex/MMI Typ 9).

Die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ sind mit einem gewissen Maß an fachlichem Hintergrundwissen gut zu interpretieren. Neben dem Gesamtergebnis des multi-

metrischen Indexes stehen dem Anwender die Ergebnisse der einzelnen Core Metrics zur Verfügung. Die Ergebnisse erlauben Rückschlüsse über die Funktionalität verschiedener Bereiche der Biozönose und bieten die Möglichkeit, typ- und metricspezifische Interpretationsansätze zu verfolgen. So zeichnen sich beispielsweise *Sandgeprägte Tieflandbäche* und (*Große*) *Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse* (Typen 14, 15, 15_g) durch die dominierenden Sohlsubstrate Sand und Kies aus, die mit wichtigen sekundären Habitatstrukturen (u. a. Totholz und Falllaub) durchsetzt sind. Die strukturelle Vielfalt dieser organischen Sekundärsubstrate bedingt das Vorkommen speziell angepasster, anspruchsvoller Arten. Kommen die Core Metrics „Fauna Index Typ 14/16 bzw. 15/17“ und „Anzahl Trichoptera-Taxa“ nur zu einem befriedigenden oder schlechteren Ergebnis, kann das auf ein Fehlen der wichtigen Sekundärsubstrate und damit z. B. auf eine defizitäre Hydromorphologie hinweisen.

Die Entwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“ basiert auf einer „top-down“-Typologie, die mit Hilfe abiotischer Parameter erarbeitet wurde. Nicht alle so abgeleiteten Typen konnten biozönotisch (bottom-up) validiert werden, darunter die Mittelgebirgsflüsse (Typen 9, 9.1, 9.2) und die überwiegend sand- und kiesgeprägten Tieflandbäche (Typen 14, 16). Um abzuschätzen, ob die Gewässertypen auf Grundlage des Makrozoobenthos zusammengefasst werden können, wurden die Korrelationen zwischen den Metrics und den Nutzungs- und Strukturparametern mit den aggregierten Typen (9/9.1/9.2 bzw. 14/16) wiederholt. Die Analysen ergeben, dass die Mittelgebirgsflüsse und auch die Tieflandbäche für die Bewertung zusammengefasst werden könnten, aber auch der bisher gewählte Weg mit einer weitgehend gleichen Zusammensetzung der multimetrischen Indizes für die Typen 9, 9.1 und 9.2 bzw. 14 und 16 vertretbar erscheint. Erstrebenswert wäre in beiden Fällen, die „bottom-up“-Validierung auf Grundlage eines größeren Datensatzes mit möglichst vielen Probenahmen von zumindest referenznahen Gewässerabschnitten zu wiederholen.

Mit dem Modul „Allgemeine Degradation“, eingebettet in das Gesamtverfahren PERLODES, liegt ein einheitlicher Bewertungsansatz für die deutschen Fließgewässer mittels Makrozoobenthos vor. Das multimetrische System stellt Aussagen zu verschiedenen Stressoren und zu unterschiedlichen Bereichen der Biozönose integrierend dar und lässt Rückschlüsse über die funktionale Leistungsfähigkeit der benthischen Wirbellosen zu. Weitere Schritte hin zu einer umfassenden Bewertung und der sich anschließenden Verbesserung des ökologischen Zustands der Gewässer werden folgen. Im Vordergrund stehen Themen wie die Eignung der einzelnen Qualitätskomponenten -neben dem Makrozoobenthos die Fische, Makrophyten sowie das Phytoplankton- zur Indikation bestimmter Stressoren oder die Identifizierung geeigneter Maßnahmen für die Revitalisierung der Fließgewässer.

7. LITERATUR

- Alf, A., Braukmann, U., Marten, M. & Vobis, H. (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2. Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.), Karlsruhe.
- Allan, J. D., Erickson, D. L. & Fay, J. (1997): The influence on catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. *Essener ökologische Schriften* 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P. & Nessimian, J. L. (2007): A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999): Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B. & Karr, J. R. (1995): Multimetric approach for establishing biocriteria. Biological assessment and criteria. In: Davies, W. S. & Simon, T. P. (eds.): Tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Boca Raton: 63-77.
- Biss, R., Kübler, P., Pinter, I. & Braukmann, U. (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. Umweltbundesamt Texte 62/02.
- Blocksom, K. A. (2003): A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management* 31 (5): 670-682.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Kappus, B. (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrozoobenthos. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed Verlagsgesellschaft Landsberg. VIII-7.1.8.Erg.Lfg.12/99 und 4/00. Loseblattsammlung.

- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004a): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516: 215-228.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C. K., Biss, R. & Hering, D. (2004b): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* 34: 416-432.
- Braukmann, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 26: 1-355.
- Briem (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland – Morphologische Merkmale der Fließgewässer und ihrer Auen. ATV-DVWK Arbeitsbericht GB-1, Hennef.
- Brunke, M. (2004): Stream typology and lake outlets – a perspective towards validation and assessment from northern Germany (Schleswig-Holstein). *Limnologica* 34: 460-478.
- Death, R. G. & Joy, M. K. (2004): Invertebrate structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology* 49: 982-997.
- DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1992): Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327 vom 22. Dezember 2000. –EG-WRRL.
- Feld, C. K. (2004): Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams. *Hydrobiologia* 516: 69-90.
- Feld, C. K. (2005): Assessing hydromorphological degradation of sand-bottom lowland rivers in Central Europe using benthic macroinvertebrates. Inaugural-Dissertation an der Universität Duisburg-Essen.
- Gabriels, W. (2007): Multimetric assessment of freshwater macroinvertebrate communities in Flanders, Belgium. PhD thesis. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.
- Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- Haase, P., Sundermann, A., Hering, D., Korte, T., Meier, C., Böhmer, J., & Zenker, A. (2004): Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zur Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos). Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 3.04. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.

- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O. & Ofenböck, T. (2006a): Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K. & Verdonschot, P. F. M. (2006b): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51 (9): 1757-1785.
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S. & Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica* 34: 398-415.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & Verdonschot, P. F. M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Kincaid, T. M., Reynolds, L. & Larsen, D. P. (1998): A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1618-1631.
- Illies, J. (Hrsg.) (1978): *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Johnson, R. K., Sandin, L. (2001): Development of a Prediction and Classification System for Lake (Littoral) and Stream (Riffle) Macroinvertebrate Communities. Stencil. Department of Environmental Assessment, SLU, Uppsala.
- Karr, J. R. & Chu, E. W. (1999): *Restoring life in running waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington D.C.
- Karr, J. R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Peck, D. V., Stoddard, J. L., Thoeny, W. T., Griffith, M. B. & Davis, W. S. (2003): Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highland streams. *Environmental Management* 31: 656-669.
- Kokeš, J., Zahrádková, S., Němejcová, D., Hodovský, J., Jarkovský, J. & Soldán, T. (2006): The PERLA system in the Czech Republic: a multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. *Hydrobiologia* 566: 343-354.
- Lammert, M. & Allan, J. D. (1999): Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer*. LAWA Publikationen „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“.

- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J. & Wogram, J. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. Umweltbundesamt Texte 65/01.
- Lorenz, A., Feld, C. K. & Hering, D. (2004a): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica* 34: 379-389.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolauffs, P. (2004b): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002): Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 143-153.
- Margalef, R. (1984): The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversität and Connectivity as measurable components of their complication. In Aida, et al. (eds.). United Nations University, Tokyo: 228-244.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & Hering, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- Meier, C., Lorenz, A., Rolauffs, P., Hering, D., Schaumburg, J., Schranz, C., Böhmer, J., Pottgiesser, T. & Haase, P. (2004): Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 21.03. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- Mischke, U. & Behrendt, H. (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. In: Feld, C. K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* 11: 46-62.
- Moog, O. (ed.) (1995): *Fauna Aquatica Austriaca* – a comprehensive species inventory of Austrian aquatic organisms with ecological data. First edition, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & Gerritsen, J. (2004): Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU „Water Framework Directive“? *Hydrobiologia* 516: 21-33.

- Moya, N., Tomanova, S. & Oberdorff, T. (2007): Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.
- Murray-Bligh, J. (2008): The UK's river invertebrate classification for WFD. Unveröffentlicht.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J. & Barbour, M. (2004): A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516: 251-268.
- Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A. & Stubauer, I. (2007): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselement. Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Pinto, P., Rosado, J., Morais, M. & Antunes, I. (2004): Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516: 191-214.
- Podani, J. (2000): Introduction to the exploration of multivariate biological data. Backhuys Publishers, Leiden.
- Podraza, P., Schuhmacher, H. & Sommerhäuser, M. (2000): Composition of macroinvertebrate feeding groups as a bioindicator in running waters. *Verhandl. internat. Verein. Limnol.* 27: 3066-3069.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II. Endbericht zur „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand Dezember 2003). Abschlussbericht zum LAWA-Projekt, unveröffentlicht.
- Rawer-Jost, C., Zenker, A. & Böhmer, J. (2004): Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt OB 5.4, unveröffentlicht.
- Richards, C., Haro, R. J., Johnson, L. B. & Host, G. E. (1997): Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37: 219-230.
- Richards, C., Johnson, L. B. & Host, G. E. (1996): Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (Suppl. 1): 295-311.
- Rolauffs, P. (2006): Modellierung ökologischer Zusammenhänge bei Mittelgebirgsbächen unter Berücksichtigung von Gewässermorphologie und Landnutzung im Hinblick auf die biozönotische Bewertung mittels Makroinvertebraten. Inaugural-Dissertation an der Universität Duisburg-Essen.

- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähniß, S. & Rödiger, S. (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. Umweltbundesamt Texte 11/03.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993): Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (eds.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S. & Wallace, J. B. (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Sandin, L. & Hering, D. (2004): Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia* 516: 55-68.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meiliner, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 238-301.
- Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.
- Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem, E., Haase, P. & Hering, D. (2001): 'Top down - bottom up'-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. DGL Tagungsbericht 2000: 147-151.
- Schöll, F. & Haybach, A. (2001). Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI): Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Schöll, F., Haybach, A. & König, B. (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EG-Wasserahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 49: 234-247.
- Schweder, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* 3: 353-377.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E. H. (1949): Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688.
- Sommerhäuser, M. & Pottgiesser, T. (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, C. K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* 11: 46-62.

- Sponseller, R. A., Benfield, E. F. & Valett, H. M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- Stanner, D. & Bordeau, P. (eds.) (1995): Europe's Environment. The Dobbris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1997): Daten zur Bodenbedeckung. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2004): Daten zur Bodenbedeckung. Wiesbaden.
- Sundermann, A. (2005): Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg.
- Townsend, C. R., Doledec, S., Norris, R., Peacock, K. & Arbuckle, C. J. (2003): The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48: 768-785.
- Townsend, C. R., Downes, B. J., Peacock, K. & Arbuckle, C. J. (2004): Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology* 49: 448-462.
- Verdonschot, P. F. M. & Nijboer, R. C. (2004): Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 35-54.
- Verdonschot, P. F. M. (2006): Evaluation of the use of Water Framework Directive typology descriptors, reference sites and spatial scale in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia* 566: 39-58.
- Vlek, H. E., Verdonschot, P. F. M. & Nijboer, R. C. (2004): Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 173-189.
- Wright, J. F. (2000): An introduction to RIVPACS. In: Wright, J. F., Sutcliffe, D. W. & Furse, M. T. (eds.): *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 1-24.
- Zelinka, M. & Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.

ANHANG

A 1: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex

A 2: Übersicht über die CORINE-Landnutzungsarten

A 1: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex (Modul „Saprobie“). K = Keuper. Stand 9. Mai 2005 (aus Meier et al 2006)

Typ	Grund- zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
1.1	1,05	≤1,20	>1,20-1,80	>1,80-2,55	>2,55-3,25	>3,25
1.2	1,20	≤1,35	>1,35-1,90	>1,90-2,60	>2,60-3,30	>3,30
2.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
2.2	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
3.1	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
3.2	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
4	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
5	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
6	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
6_K	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
7	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9.1	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
9.1_K	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
9.2	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
10	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
11	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
12	1,85	≤2,00	>2,00-2,40	>2,40-2,95	>2,95-3,45	>3,45
14	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
15	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
15_groß	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
16	1,55	≤1,65	>1,65-2,15	>2,15-2,75	>2,75-3,40	>3,40
17	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
18	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
19	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
20	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
21_Nord	1,95	≤2,05	>2,05-2,45	>2,45-2,95	>2,95-3,50	>3,50
21_Süd	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
22	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
23	2,00	≤2,10	>2,10-2,50	>2,50-3,00	>3,00-3,50	>3,50

A 2: Übersichtstabelle der CORINE-Landnutzungsarten in den drei Ebenen (Stand: 17.02.1989) (Statistisches Bundesamt (1997))

CORINE Land Cover Nomenklatur der Bodenbedeckungen		
Ebene 1 Bereiche	Ebene 2 Gruppen	Ebene 3 Arten
1. Bebaute Flächen	1.1 Städtisch geprägte Flächen 1.2 Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen 1.3 Abbauf Flächen, Deponien und Baustellen 1.4 Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	1.1.1 Durchgängig städtische Prägung 1.1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung 1.2.1 Industrie- und Gewerbeflächen 1.2.2 Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen 1.2.3 Hafengebiete 1.2.4 Flughäfen 1.3.1 Abbauf Flächen 1.3.2 Deponien und Abraumhalden 1.3.3 Baustellen 1.4.1 Städtische Grünflächen 1.4.2 Sport- und Freizeitanlagen
2. Landwirtschaftliche Flächen	2.1 Ackerflächen 2.2 Dauerkulturen 2.3 Grünland 2.4 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland 2.1.2 Regelmäßig bewässertes Ackerland 2.1.3 Reisfelder 2.2.1 Weinbauf Flächen 2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände 2.2.3 Olivenhaine 2.3.1 Wiesen und Weiden 2.4.1 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen 2.4.2 Komplexe Parzellenstrukturen 2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürl. Bodenbedeckung von signifik. Größe 2.4.4 Land- und forstwirtschaftliche Flächen
3. Wälder und naturnahe Flächen	3.1 Wälder 3.2 Strauch- und Krautvegetation 3.3 Offene Flächen ohne / mit geringer Vegetation	3.1.1 Laubwälder 3.1.2 Nadelwälder 3.1.3 Mischwälder 3.2.1 Natürliches Grünland 3.2.2 Heiden und Moorheiden 3.2.3 Hartlaubbewuchs 3.2.4 Wald-Strauch-Übergangsstadien 3.3.1 Strände, Dünen und Sandflächen 3.3.2 Felsflächen ohne Vegetation 3.3.3 Flächen mit spärlicher Vegetation 3.3.4 Brandflächen 3.3.5 Gletscher und Dauerschneegebiete
4. Feuchtflächen	4.1 Feuchtflächen im Landesinnern 4.2 Feuchtflächen an der Küste	4.1.1 Sümpfe 4.1.2 Torfmoore 4.2.1 Salzwiesen 4.2.2 Salinen 4.2.3 In der Gezeitenzone liegende Flächen
5. Wasserflächen	5.1 Wasserflächen im Landesinnern 5.2 Meeresgewässer	5.1.1 Gewässerläufe 5.1.2 Wasserflächen 5.2.1 Lagunen 5.2.2 Mündungsgebiete 5.2.3 Meere und Ozeane

DANKE

Die Arbeit konnte in der vorliegenden Form nur durch die Ideen, Anregungen sowie die vielfältige Hilfe zahlreicher Personen entstehen.

Bei meinem Betreuer PD Dr. Daniel Hering möchte ich mich für das große Vertrauen bedanken, das er mir in den vergangenen Jahren entgegengebracht hat und dafür, dass er diese Dissertation ermöglicht hat.

Ein herzlicher Dank geht an meine Kollegen aus der Hydrobiologie: Sebastian Birk, Dr. Christian K. Feld, Dr. Alexandra Haidekker, Dr. Sonja Jähnig, Thomas Korte, Sandra Kramm, Dr. Armin Lorenz, Dr. Peter Rolaußs und Jörg Strackbein haben die Arbeit auf ganz unterschiedliche Weise unterstützt. ...Es ist schön, mit euch zusammenzuarbeiten!

Zweifacher Dank gebührt dem Umweltbundesamt: Für die Förderung des Forschungsvorhabens, in dessen Rahmen die vorliegende Arbeit vorwiegend entstanden ist und für die fachlich kompetente Unterstützung durch Dr. Bettina Rechenberg und Dr. Stefanie Hedtkamp.

Ein großer Teil der Daten, die für die vorliegende Arbeit ausgewertet wurden stammt aus den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer und wurde über die Mitglieder des Expertenkreises „Biologisches Monitoring Fließgewässer und Interkalibrierung“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zur Verfügung gestellt. Ihnen sei dafür und für ihre vielen fachlichen Beiträge zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens gedankt.

Die Forschungsvorhaben wurden gemeinsam mit mehreren Projektpartnern bearbeitet deren Beiträge auch meine Arbeit bereichert haben. Stellvertretend möchte ich mich bei PD Dr. Jürgen Böhmer (Bioforum GmbH), Dr. Andrea Sundermann und Dr. Peter Haase (beide Forschungsinstitut Senckenberg) bedanken.

Dr. Petra Podraza (Ruhrverband) sowie Ursula Behnken danke ich herzlich für die Durchsicht des Manuskripts.

Mein besonderer Dank gilt meinen Eltern Helga und Horst Meier und meinem Mann Achim Eckstein. Ihr Beitrag zu meiner Arbeit lässt sich nicht angemessen in Worte fassen.

Lebenslauf

Name:	Carolin Meier	
Anschrift:	Wikingerstraße 1, 71640 Ludwigsburg	
Geburtsdatum:	25. Januar 1973	
Geburtsort:	Stuttgart	
Staatsangehörigkeit:	deutsch	
Familienstand:	verheiratet, ein Kind	
Schulbildung:	1979-1983	Grundschule
	1983-1992	Mörike-Gymnasium, Ludwigsburg
Schulabschluss:	Allgemeine Hochschulreife	
Studium:	1993-1998	Fachhochschule Osnabrück Diplomstudiengang Landschaftsentwicklung
Studienabschluss:	Diplom-Ingenieurin Landschaftsentwicklung	
Studium:	1998-2002	Universität Duisburg-Essen Diplomstudiengang Ökologie (Z)
Studienabschluss:	Diplom-Ökologin	
Berufstätigkeit:	1992-1993	Firma Gebr. Fischer, Kornwestheim Garten- und Landschaftsbau
	1999-2001	KTB GmbH, Oberhausen Ingenieurbüro
	seit 2002	Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geografie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie

Erklärung

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 6 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich die vorliegende Dissertation selbständig verfasst und mich keiner als der angegebenen Hilfsmittel bedient habe.

Essen, den _____

Erklärung

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 7 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich das Arbeitsgebiet, dem das Thema „Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos – Ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz“ zuzuordnen ist, in Forschung und Lehre vertrete und den Antrag von Carolin Meier befürworte.

Essen, den _____

Erklärung

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 8 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich keine anderen Promotionen bzw. Promotionsversuche in der Vergangenheit durchgeführt habe und dass diese Arbeit von keiner anderen Fakultät abgelehnt worden ist.

Essen, den _____